

US-Housings - Fünf Jahre danach

Rückblick auf ein unrühmliches Kapitel der amtlichen Risikoabschätzung

Herbert Obenland, ARGUK-Umweltlabor GmbH, Krebsmühle 1, D-61440 Oberursel,
obenland@arguk.de; November 2003

Inhalt

Zusammenfassung	Anhaltspunkt 4: Das PCB-Ambientemonitoring (PCB-AM)
Einführung	Exkurs: Warum 12 µg/g PCB im Hausstaub für Kleinkinder genug sind
Der Konflikt	Anhaltspunkt 5: Die Handlungs- und Prüfwerte für Pestizide in Hausstaub
Anhaltspunkt 1: Das PAK-Humanbiomonitoring (PAK-HBM) im Niedrigdosis-Bereich	Schluss
Anhaltspunkt 2: Das PAK-Ambiente-Monitoring	Literaturverzeichnis
Anhaltspunkt 3: Das PCB-Humanbiomonitoring (PCB-HBM)	

Zusammenfassung

Die alliierten Streitkräfte hinterließen im Zuge ihrer drastischen Reduzierung nach der Vereinigung von BRD und DDR ca. 80 000 Wohnungen, von denen 1997/98 alarmierende Befunde über Schadstoff-Belastungen (Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe: PAK; Polychlorierte Biphenyle: PCB; Pestizide) bekannt wurden. In Frankfurt am Main gerieten die von amerikanischen Streitkräften bewohnten Wohnungen (US-Housings) aufgrund der Größe des Standortes und wegen dieser dort erstmalig entdeckten Umstände in den Mittelpunkt der Diskussion um die Bewertung potenzieller gesundheitlicher Risiken. Beteiligt an der darauf folgenden Risikobewertung waren das Stadtgesundheitsamt (SGA) Frankfurt/M. und namhafte Vertreter der Gesundheitsbehörden vom Bund und den Ländern sowie der Institute der Hygiene, der Toxikologie und der Umweltmedizin in Deutschland. In der abschließenden Bewertung des SGA Frankfurt/M. wurde weder für die PAK, noch für die PCB oder die Pestizide eine nennenswerte Zusatzbelastung durch das Wohnen in den US-Housings erkannt. An fünf Anhaltspunkten soll im folgenden gezeigt werden, dass während des Untersuchungsprozesses und der Risikobewertung methodische und handwerkliche Fehler begangen wurden, die die daraus gezogenen Schlüsse mehr als fragwürdig erscheinen lassen.

Anhaltspunkt 1: Die im Rahmen des PAK-Humanbiomonitoring (PAK-HBM) erhobenen Daten sind mit zu großen Unsicherheiten behaftet, als dass mit ihnen allein das Zusatz-Krebsrisiko der Housing-Bewohner bewertet werden könnte. Hinter gleichen Ausscheidungen an 1-Hydroxypyren (1-OHP) - ein Stoff, der als Leitkomponente beim PAK-HBM dient und ein Metabolit des Pyrens ist; das Pyren wird dann ins Verhältnis zu der Leitkomponente Benzo[a]pyren (BaP) eines PAK-Gemisches gesetzt - können sich im Niedrigdosisbereich sehr verschiedene BaP-Aufnahmen und extrem verschiedene Krebsrisiken verbergen. Ausführliche Messreihen zur Belastung der Housing-Bewohner wurden außerdem erst angefertigt, als die Bewohner bereits zu täglichem Putzen aufgefordert worden waren - ein uninteressanter Ausnahmezustand mit einem vermutlich stark verringerten Expositions-Szenario. Schließlich wurde der Vorschlag für einen Referenzwert für 1-OHP-Ausscheidungen trotz eindeutiger Datenlage und Vorgaben grob zu Ungunsten von exponierten Kindern gerundet.

Anhaltspunkt 2: Die während des PAK-Ambiente-Monitoring angewendete Methode der Probenahme - Staubaufnahme durch Kehren - unterschätzt aufgrund nicht erfasster Feinstaubanteile



systematisch die tatsächlich vorhandenen PAK-Konzentrationen um den Faktor 3-4. Konsequenterweise legen die Daten des so gewonnenen Probenkollektivs einen sofortigen Sanierungsbedarf von nur einem Prozent nahe. Dieser Minderbefund führte zur nahezu vollständigen Negierung eines Sanierungsbedarfs Frankfurter US-Housings. Die alternative Methode zur Probenahme - Staubaufnahme durch Staubsaugen - führt zwar nachweislich zu einer Überschätzung von PAK-Konzentrationen um den selben Faktor. Dieser Irrtum liegt jedoch auf der sicheren Seite und ist durch einen Korrekturfaktor auszugleichen. Das ARGUK-Umweltlabor hat beide Methoden verglichen und die Daten eines durch Staubsaugen gewonnenen Probenkollektivs um die Überschätzung korrigiert. Die Ergebnisse ließen auf einen sofortigen Sanierungsbedarf von 12% und einen mittelfristigen Sanierungsbedarf von 27% aller Housing-Wohnungen schließen.

Anhaltspunkt 3: Für die Daten, die zur Prüfung einer möglichen Zusatzbelastung an PCB von Kindern unter 12 Jahren durch die Aufnahme von PCB-belastetem Hausstaub im Rahmen des PCB-Humanbiomonitoring (PCB-HBM) erhoben wurden, existieren bis dato keine Vergleichsdaten einer unbelasteten Kontrollgruppe - eine Vorgehensweise, die wissenschaftlich ohne Sinn und ethisch unverantwortlich ist. Das Fazit, das aus dieser Untersuchung gezogen wurden, nämlich dass keine zusätzliche PCB-Aufnahme festzustellen gewesen sei, ist wissenschaftlich nicht tragbar. Eine konservative eigene Abschätzung unter Hinzuziehung eines Referenzkollektivs, dessen Daten zur Vergleichbarkeit umgerechnet und angepasst werden mussten, deutet auf eine verdoppelte Belastung der Housing-Kinder durch PCB hin.

Anhaltspunkt 4: Mit den Daten des PCB-Ambientemonitoring wurde keinerlei Risikoabschätzung durchgeführt. Eigene Untersuchungen ergaben jedoch, dass die Belastung des Hausstaubes aus US-Housings im Median 7-fach höher liegt als die Belastung eines Normal-Kollektivs. Die Missachtung diese Sachverhalts wurde mit dem höheren Stellenwert von HBM-Daten begründet, die im Falle des PCB-HBM aus den Housings keine Zusatzbelastung angezeigt hätten. HBM-Daten sind qualitativ jedoch keineswegs den Daten aus einem Ambiente-Monitoring überlegen, sondern lediglich zwei Seiten der gleichen Realität. Bei ungenügender Deckung solcher Befunde muss gut begründet werden, weshalb einer bestimmten Sichtweise der Vorzug gegeben wird. Das ist im Fall der US-Housings aber nicht erfolgt. Um einen PCB-begründeten Sanierungsbedarf abschätzen zu können, hat ARGUK einen PCB-Gefahrenwert für Kleinkinder von 12 µg/g PCB im Hausstaub abgeleitet, der auf den neuesten toxikologischen Erkenntnissen fußt. Nach diesem Wert hätte sich für ca. 20% des Frankfurter Bestandes ein sofortiger Sanierungsbedarf ergeben, der sich nur teilweise mit dem von ARGUK ermittelten PAK-bezogenen Sanierungsbedarf deckt. Die amtliche Risikoabschätzung hat dagegen für keine einzige Wohnung einen PCB-bedingten Sanierungsbedarf erkannt.

Anhaltspunkt 5: Die vom SGA Frankfurt/M. abgeleiteten Handlungswerte für Chlorpyrifos, Lindan und DDT liegen nicht wie behauptet "weit im Vorsorgebereich", denn sie ignorieren neueste toxikologische Erkenntnisse und stützen sich zum Beispiel bei Chlorpyrifos auf einen zwanzig Jahre alten ADI-Wert. Selbst bei Überschreitung dieser Handlungswerte sei "nicht mit gesundheitlichen Auswirkungen zu rechnen". Wieso wurden dann überhaupt solche Werte abgeleitet wenn nicht zu einer Begrenzung gesundheitlicher Risiken? ARGUK hat seinerseits Gefahrenwerte für diese Stoffe abgeleitet.

Die umfangreichen und überwiegend fragwürdigen Aktivitäten des SGA Frankfurt/M. im Zusammenhang mit der Schadstofferkundung und -bewertung in ehemaligen alliierten Wohnungen haben neben anderen fragwürdigen Empfehlungen bundesweit Spuren in der amtlichen Risikoabschätzung hinterlassen, die betroffenen BürgerInnen und insbesondere Kindern zu Nachteil gereichen können. Es ist zu prüfen, ob dies Bestand haben kann.



Einführung

*"Aussagen über Risiken sind mehr als andere Aussagen auf Plausibilität und Vertrauen in die Regulierungsgremien angewiesen."
(Risikokommission 2003)*

Als die alliierten Streitkräfte nach der Vereinigung der beiden deutschen Staaten und dem Ende des Kalten Krieges ihre Präsenz in der Bundesrepublik drastisch reduzierten, hinterließen sie nicht nur Kasernen und Truppenübungsplätze, sondern auch ca. 80 000 Wohnungen in meist geschlossenen Siedlungen. Diese wurden bei den US-Truppen Housing Areas genannt. Nachdem die Quartiere entweder in das Eigentum der ehemaligen Stationierungskommunen oder in Bundeseigentum übergegangen waren, erfolgte Mitte der neunziger Jahre die Neuvermietung und teilweise auch der Verkauf dieser im allgemeinen Sprachgebrauch jetzt US-Housings genannten Liegenschaften.

Der Konflikt

Nachdem 1997/98 erste alarmierende Befunde über Schadstoff-Belastungen (Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe: PAK; Polychlorierte Biphenyle: PCB; Pestizide) in diesen ehemaligen alliierten Wohnungen bekannt wurden, setzten bald bundesweite Anstrengungen ein, um das Ausmaß der entdeckten Altlast zu erfassen und die eventuell mit ihr einhergehenden Gesundheitsrisiken für die BewohnerInnen und insbesondere für die dort lebenden Kinder zu charakterisieren. Beteiligt an diesem Prozess waren Fachbehörden, staatliche und private wissenschaftliche Institute, Untersuchungslabors und insbesondere zahlreiche Bewohner-Initiativen.

Schon früh zeichnete sich ab, dass Frankfurt am Main hierbei eine herausragende Bedeutung erlangen sollte. Nicht nur, weil hier eine der größten alliierten Communities beheimatet war, die nach ihrer Auflösung ca. 2800 Wohnungen hinterließ. Vielmehr vor allem deshalb, weil hier streitbare Eltern mit ihren Kindern den Großteil der neuen BewohnerInnen stellen - 82% waren 1998 jünger als 40 Jahre, allein 42% waren zu dieser Zeit Kinder und Jugendliche unter 18 Jahren. Sie standen von Anfang an einer ziemlich kuriosen Situation gegenüber, die sich in etwa wie folgt beschreiben lässt:

Während die neuen Eigentümer der Liegenschaften, in Frankfurt neben dem Bundesvermögensamt die kommunale "Frankfurt Holding", von vornherein kategorisch jedes Gesundheitsrisiko im Zusammenhang mit dem Wohnen in ihren Häusern abstritten und auf dem Nachweis von Kausalzusammenhängen nach klassischem Haftungsrecht bestanden [nach dem Motto: "Weise mir nach, dass der Dachziegel, der dir auf den Kopf gefallen ist, von meinem Dach stammt, und ich komme für den Schaden auf(!)"], zeigte sich das Stadtgesundheitsamt (SGA) Frankfurt/M. und hier insbesondere dessen umweltmedizinische Abteilung aufgeschlossen, interessiert und engagiert gegenüber einem Risiko-Szenario, dem es zwangsläufig an Unmittelbarkeit und kausaler Eindeutigkeit mangelt. Während es also zunächst so schien, als hätten die besorgten BewohnerInnen im städtischen Gesundheitsamt einen aufmerksamen Partner, stellte sich Zug um Zug heraus, dass ausnahmslos alle Aktivitäten dieses Amtes letztlich darauf hinausliefen, die Position der Eigentümer der ehemaligen alliierten Liegenschaften zu stützen.

Vermutungen über Kumpaneien und raffinierte Rollenverteilungen zwischen städtischen und staatlichen Eigentümern einerseits sowie städtischen und staatlichen Ämtern andererseits drängten sich in der mit großer Heftigkeit geführten Debatte geradezu auf, zumal in Frankfurt damals Gesundheitsdezernat und Stadtkämmerei in Personalunion geführt wurden. Bei eingehender Betrachtung der Vorgänge musste jedoch schnell auffallen, dass, gäbe es wirklich eine solche Kumpanei, sie geradezu monströse Ausmaße haben müsste. Denn:

- dazu gerechnet werden müsste auch eine ad-hoc-Expertenrunde beim Umweltbundesamt (UBA), die, zusammengesetzt aus namhaften Vertretern von Gesundheitsbehörden des Bundes und der Länder sowie von wissenschaftlichen Instituten, in zwei Sitzungen im Frühjahr 1998 Empfehlungen zur Beprobung der Wohnungen ebenso wie zur Abschätzung eventueller zusätzlicher Krebsrisiken durch PAK ausgesprochen hat (Dieckow et al. 1999). Diese Empfehlungen, obwohl schlecht begründet und sehr angreifbar, wurden niemals korrigiert, sondern fanden Eingang in viele Verfahrensvorschriften, die auf kommunaler und Länderebene zum Umgang mit dem Thema erlassen wurden.
- dazu gerechnet werden müssten insbesondere auch die *scientific societies* der Hygiene, der Toxikologie und der Umweltmedizin. Ihnen allen wurden die in ihrem Umfang und bundesweit einmaligen Aktivitäten der umweltmedizinischen Abteilung des SGA Frankfurt/M. zur Charakterisierung der Gesundheitsrisiken in ehemaligen alliierten Liegenschaften regelmäßig über zahlreiche Veröffentlichungen und Kongressvorträge berichtet, ohne dass aus diesen Kreisen jemals vernehmbarer und persönlich zurechenbarer fachlicher Widerspruch geäußert worden wäre.

Wenn also Vermutungen über Kumpaneien zum Nachteil der betroffenen BewohnerInnen offensichtlich abwegig sind, was könnte dann den Synchronisierungsprozeß im Laufe der Risikobewertung erklären? Ist der Sachverhalt wirklich so klar, wie das der breite Konsens in Fachkreisen erscheinen lässt?

Das SGA Frankfurt/M. hat seine Aktivitäten zum Thema "Ehemalige alliierte Wohnungen" im Jahr 2002 abgeschlossen. Bereits 1999 erfolgte die Bewertung der vorgenommenen Blut -und Urinuntersuchungen.

- Für die Stoffgruppe der PAK wird ausgeführt: "Mieter aus Wohnungen mit PAK-haltigem Kleber hatten keine generell höheren PAK-Metabolitenausscheidungen als Mieter aus Wohnungen, in welchen der BaP-Gehalt im Parkettkleber unter 10 mg/kg lag und damit als "nicht belastet" eingestuft wurde. Dies betraf sowohl Kinder als auch Erwachsene. Auf Gruppenebene konnte also kein signifikanter Einfluss des Klebers auf die innere Belastung der Wohnungsbewohner festgestellt werden. Es konnten keine Zusammenhänge zwischen der PAK-Metabolitenausscheidung der untersuchten Bewohner mit der BaP-Belastung des Klebers oder des durch Kehren gewonnenen Hausstaubs erkannt werden - weder in der Gesamtgruppe noch in der angenommenen "Risikogruppe" der am Boden spielenden Kinder" (SGA 1999). In einer Fachzeitschrift wird von der Autorin des SGA-Berichts weiter ausgeführt: "Vor diesem Hintergrund kann für Bewohner solcher Wohnungen keine Gefahr postuliert werden, die eine Sanierung erforderlich machte. Aus Vorsorgegründen sind jedoch beim Überschreiten bestimmter BaP-Konzentrationen Minderungsmaßnahmen zu empfehlen" (Heudorf und Angerer 2000). Die Bundesregierung äußerte sich in ihrer Antwort (14/5413) auf die Kleine Anfrage (14/5304) der PDS-Fraktion zur "Innenraumbelastung von Wohnungen der ehemaligen alliierten Streitkräfte mit

Schadstoffen" dementsprechend: "Im Rahmen eines 1998 in Frankfurt am Main durchgeführten Bio-Monitorings wurden bei den Bewohnern der damaligen US-Housings keine erhöhten Belastungen festgestellt" (Deutscher Bundestag 2001). Weiter heisst es dort: "Zudem haben Untersuchungen bei Kindern, die in belasteten Wohnungen leben, gezeigt, dass teerhaltiger Parkettkleber in der Wohnung bei Kindern unter sechs Jahren nicht statistisch signifikant zu höheren PAK-Belastungen geführt hat".

- Für die Stoffgruppe der PCB wird festgestellt: "Auch bei PCB ließen sich keine Korrelationen zu den Ambiente-Werten erkennen [...]. In allen Einzelfällen waren hohe spezifische Schadstoffgehalte im Hausstaub nicht mit hohen inneren Belastungen verbunden und umgekehrt." (SGA Frankfurt/M. 1999a)
- Für die Pestizide - objekttypisch treten DDT und Chlorpyrifos auf - erfolgte bereits 1999 die folgende Feststellung: "Es bestehen keine Anhaltspunkte dafür, dass Wohnen in den ehemaligen US Housing mit einer nachweisbaren Schadstoffaufnahme verbunden ist - sei es durch Hausstaub, Schrankstaub oder Luft." (SGA Frankfurt/M. 1999b)

Die Endbewertung des von teerhaltigem Parkettkleber ausgehenden Gesundheitsrisikos durch das SGA Frankfurt/M. mit ihrer Verneinung eines gefahrenbezogenen Sanierungsbedarfs ist von der ad-hoc-Arbeitsgruppe aus Mitgliedern der Innenraumlufthygiene-Kommission (IRK) des UBA, der Arbeitsgruppe der obersten Landesgesundheitsbehörden (AOLG) und schließlich auch von der Bundesregierung übernommen worden. Sie hat im Gefolge davon Eingang gefunden in die PAK-Hinweise der Bauministerien der Länder (ARGEBAU 2000) und muss somit als geltende bundesweite Konvention betrachtet werden.

Bezüglich der PCB zeichnet sich ebenso eine bundesweite Maßstabsetzung auf Grundlage der vom SGA Frankfurt/M. erhobenen Humanbiomonitoring-Daten ab: Da für Personen unter 18 Jahren bislang mit Ausnahme einer Untersuchung an Sieben- bis Zehnjährigen keine referenzkollektivtauglichen Daten über die innere Belastung mit PCB vorliegen, wird es bald zur Übung werden, hilfsweise auf die unter Frankfurter Housing-Kindern erhobenen Daten als Referenz zurückzugreifen. Anlassbezogen erhobene Daten zumindest vorläufig als Referenzdaten zu verwenden ist in Deutschland keineswegs unüblich.

Auch die Bewertung des von Pestizid-Belastungen ausgehenden Gesundheitsrisikos für Kinder in ehemaligen alliierten Wohnungen folgt inzwischen in einigen Bundesländern den vom SGA Frankfurt/M. vorgelegten Bewertungsmuster samt seiner die Wohnungseigentümer entlastenden Implikationen.

War also der Schrecken unter den Betroffenen über die Altlast auf und unter den Parkettböden, auf denen ihre Kinder spielen, im Lichte nüchterner Wissenschaft unbegründet? Kann der ehemalige alliierte Wohnungsbestand - und mit ihm alle in den Jahren bis ca. 1960 errichteten und mit teerhaltigen Parkettklebern ausgerüsteten Wohnbauten - wirklich als ungefährlich für am Boden spielende Kinder gelten? Oder hat hier ein *common sense* unter Wissenschafts- und Amtspersonen Regie geführt, der blind gemacht hat für das Begehen und Erkennen methodischer und handwerklicher Fehler?

Wir halten das letztere für gegeben und möchten im folgenden fünf Anhaltspunkte dafür nennen.

ANHALTSPUNKT 1: Das PAK-Humanbiomonitoring (PAK-HBM) im Niedrigdosis-Bereich

Alle referierten Bewertungen des SGA Frankfurt/M. stützen sich letztlich auf Humanbiomonitoring-Daten. Begründet wird die Bevorzugung des Humanbiomonitoring (HBM) gegenüber dem Ambientemonitoring (AM) mit Unsicherheiten von AM-gestützten Expositionsabschätzungen, aus denen Ewers und Suchenwirth (1996) gefolgert haben, der Untersuchung der tatsächlichen inneren Belastung solle immer dann der Vorzug gegeben werden, wenn "geeignete und ausreichend empfindliche Untersuchungsparameter vorliegen."

Ob diese Bedingung für die 1-Hydroxypyren-Bestimmung (1-OHP) in Urin als Maßstab für die gesamte PAK-Belastung und das damit verknüpfte Krebsrisiko im vorliegenden Fall gegeben war, erscheint uns äußerst fragwürdig. Die ausreichende Empfindlichkeit dieses Parameters ist nämlich ebenso wie seine ausreichende Nachweisgrenze nur eine notwendige, keineswegs jedoch hinreichende Voraussetzung seiner Eignung, auch wenn Heudorf und Angerer (2000) einen anderen Eindruck zu erwecken suchen. Genauso notwendig ist die Kenntnis und Berücksichtigung der charakteristischen Zusammensetzung des bei der PAK-Aufnahme dominanten PAK-Gemisches, um von der Pyren-Aufnahme respektive Pyren-Metaboliten-Ausscheidung auf die Benzo(a)pyren (BaP)-Aufnahme schließen zu können.

- PAK treten stets als Gemisch auf. Einige von ihnen, darunter auch BaP, sind als eindeutig humankanzerogen eingestuft. BaP gilt konventionell als maßgebende Substanz für die krebserzeugende Wirkung von PAK-Gemischen, kann jedoch einstweilen weder direkt noch in Form eines BaP-Metaboliten im Urin nachgewiesen werden. Hilfsweise wird beim PAK-HBM deshalb auf das messtechnisch zugängliche 1-OHP zurückgegriffen, einen Metaboliten des Pyren. Von der 1-OHP-Belastung wird auf die BaP-Belastung geschlossen. Pyren selbst ist nicht als krebserzeugend eingestuft. Die Grundbelastung des Menschen mit PAK kommt über die Nahrung zustande, Belastungen aus zusätzlichen Quellen setzen auf diese auf.

Das Verhältnis Pyren : BaP weicht im PAK-Gemisch des Hausstaubs von Parkettböden, die mit steinkohlenteeröhlhaltigem Kleber verklebt sind, erheblich ab von jenem, das bei der PAK-Aufnahme über die Nahrung dominiert. Es beträgt in der Nahrung ca. 10, während es im fraglichen Hausstaub nur bei 2-3 liegt (Diagramme 1 und 2). Die in den Diagrammen 1 bis 5 vorliegende Auswahl an PAK entspricht einer Vorgabe der amerikanischen Umweltbehörde (EPA). Diese Auswahl ist auch in Deutschland Konvention ("EPA-PAK").

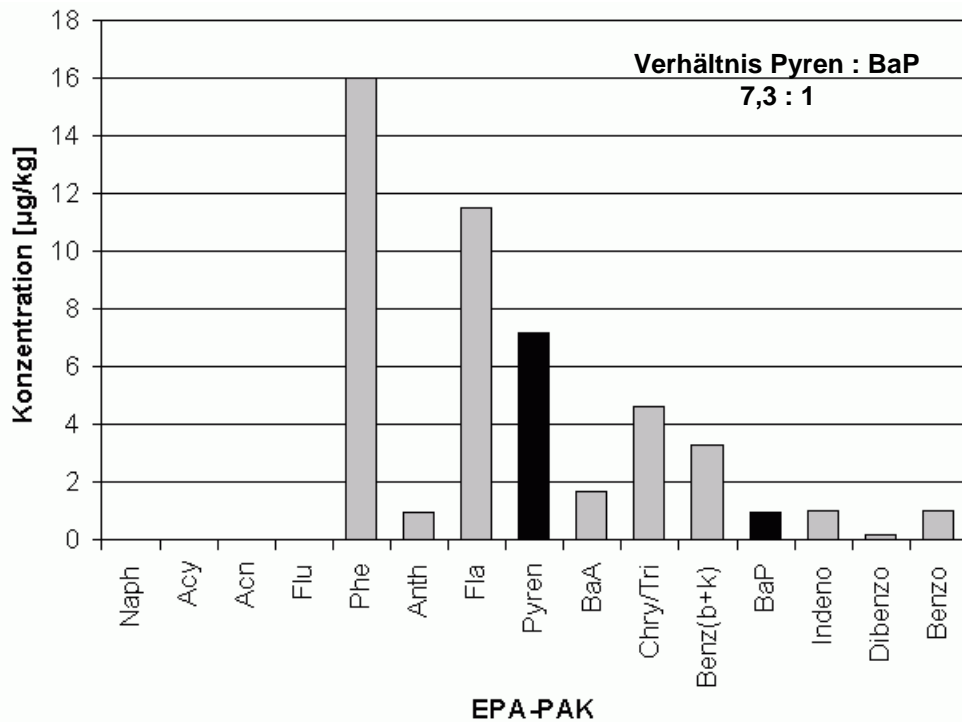


Diagramm 1: Muster der Nahrungsbelastung (Gemüse) mit PAK (Speer et al. 1990). Mittelwert aus 22 Proben. Keine Angaben für Naph, Acy, Acn und Flu. Naph: Naphthalin; Acy: Acenaphthylen; Acn: Acenaphthen; Flu: Fluoren; Phe: Phenanthren; Anth: Anthracen; Fla: Fluoranthen; BaA: Benzo[a]anthracen; Chry: Chrysen; Benz(b+k): Benzo[b]fluoranthen + Benzo[k]fluoranthen; BaP: Benzo[a]pyren; Indeno: Indeno[1,2,3-cd]pyren; Dibenzo: Dibenzo[a,h]anthracen; Benzo: Benzo[ghi]perylen.

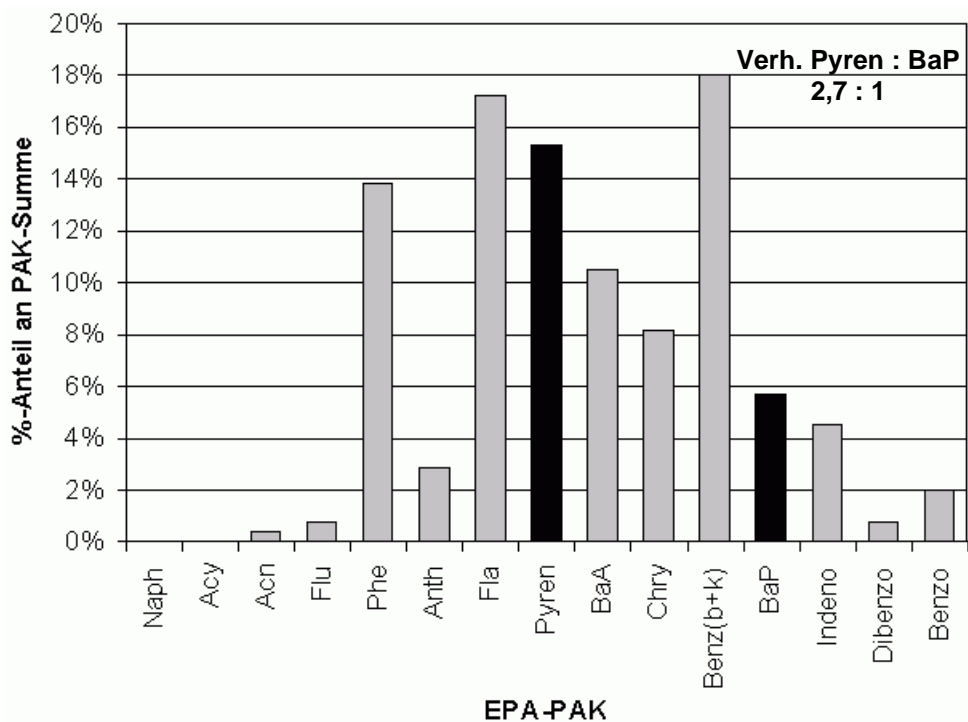


Diagramm 2: Muster der Hausstaubbelastung mit PAK in ehemaligen Alliierten Wohnungen (ARGUK-Umweltlabor 1998b), Mittelwerte aus 85 Proben. Naph: Naphthalin; Acy: Acenaphthylen; Acn: Acenaphthen; Flu: Fluoren; Phe: Phenanthren; Anth: Anthracen; Fla: Fluoranthen; BaA: Benzo[a]anthracen; Chry: Chrysen; Benz(b+k): Benzo[b]fluoranthen + Benzo[k]fluoranthen; BaP: Benzo[a]pyren; Indeno: Indeno[1,2,3-cd]pyren; Dibenzo: Dibenzo[a,h]anthracen; Benzo: Benzo[ghi]perylen.

Die Diagramme 1 und 2 verweisen auf ein zentrales Problem des PAK-HBM: Über Hausstaub aufgenommenes BaP wird im Urin durch viel weniger 1-OHP repräsentiert als das über die Nahrung aufgenommene BaP. Das PAK-HBM unterschätzt deshalb systematisch diese Zusatzaufnahme. Diese Feststellung gilt auch über den unmittelbaren Housing-Zusammenhang hinaus, wie einschlägige Untersuchungen zeigen. Chuang et al. (1999) haben in einer Arbeit über PAK-Belastungen bei Kindern aus einkommensschwachen Familien das PAK-HBM mit einem kompletten Ambiente-Monitoring verbunden und dabei PAK-Muster in den einzelnen Expositionspfaden ermittelt, die in den Diagrammen 3, 4 und 5 dargestellt sind.

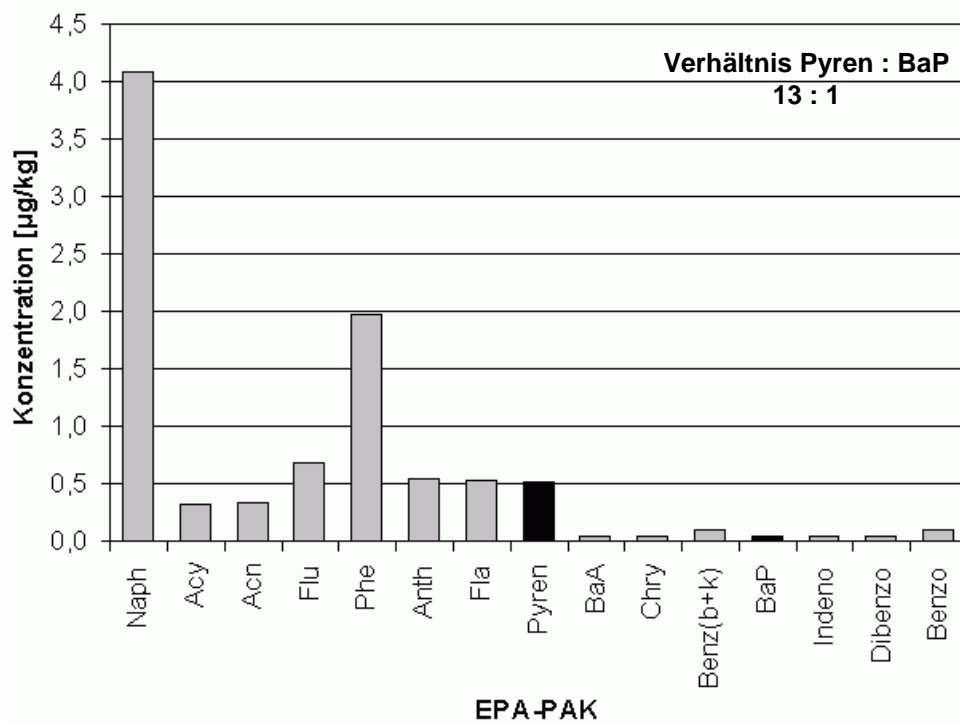


Diagramm 3: Muster der Nahrungsbelastung mit PAK (Chuang et al. 1999) Mittelwerte aus 24 Proben. Abkürzungen siehe Diagramm 2.

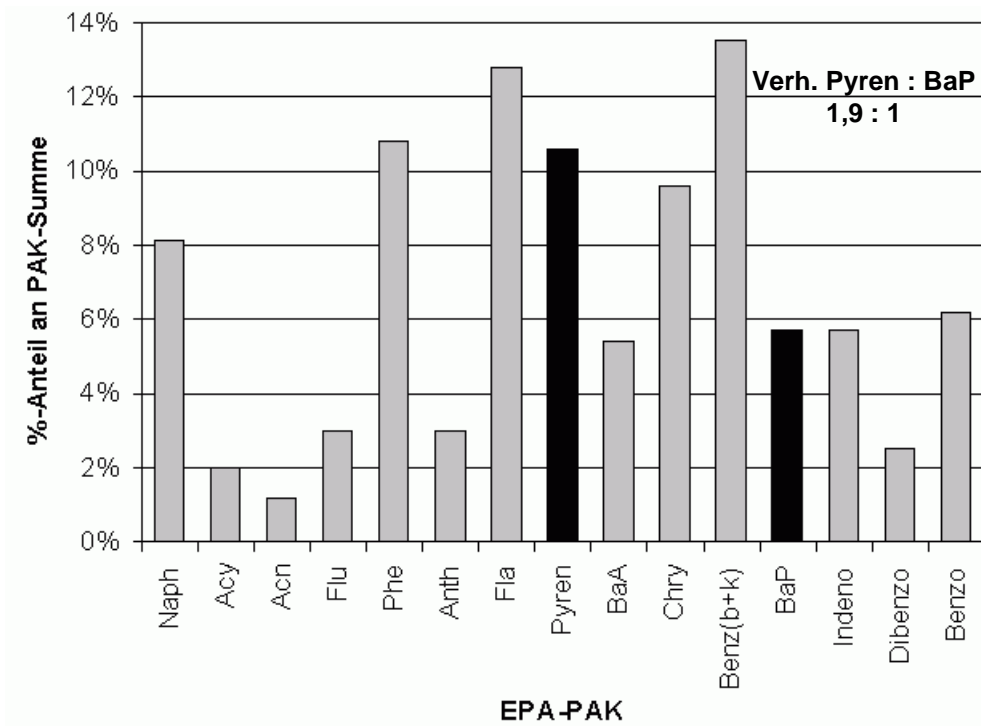


Diagramm 4: Muster der Hausstaub-Belastung mit PAK (Chuang et al. 1999). Mittelwerte aus 24 Proben. Abkürzungen siehe Diagramm 2.

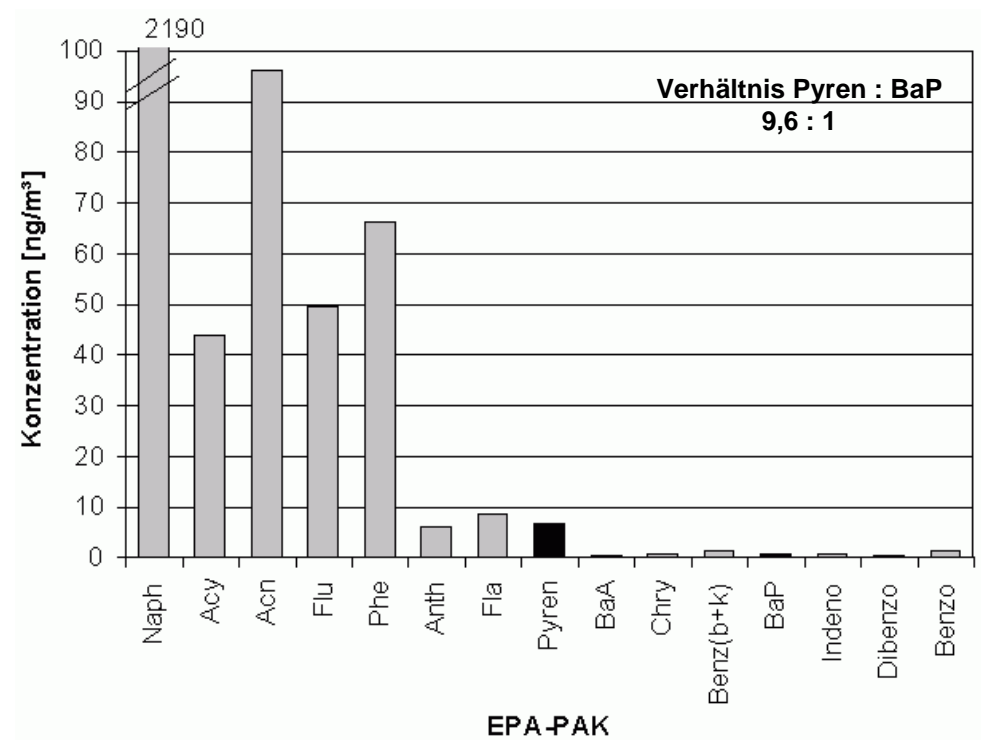


Diagramm 5: Muster der Innenraumluft-Belastung mit PAK (Chuang et al. 1999); Mittelwerte aus 24 Proben. Abkürzungen siehe Diagramm 2.

Vor Anwendung des PAK-HBM im Niedrigdosis-Bereich ist demnach grundsätzlich zu beachten, dass das Pyren:BaP-Verhältnis in den einzelnen Expositionspfaden stark unterschiedlich sein kann. So hat ein Zuwachs der BaP-Zufuhr über Hausstaub-Ingestion für die 1-OHP-Ausscheidung eine quantitativ weit kleinere Konsequenz als ein Zuwachs der BaP-Zufuhr über Nahrungs-Ingestion.

Weiter ist bei der Abschätzung von Zusatz-Krebsrisiken zu berücksichtigen, dass die Kanzerogenität verschiedener PAK-Gemische keineswegs immer identisch ist mit der aus ihren BaP-Anteilen zu schließenden Kanzerogenität. Gerade das hier in Rede stehende PAK-Muster in Steinkohlenteeröl zeigt eine Erhöhung des Krebsrisikos um eine Größenordnung gegenüber dem Krebsrisiko, das sich aus seinem isoliert betrachteten BaP-Anteil ergibt (Schneider et al. 2000).

In Betracht gezogen werden muss auch, dass die PAK-Grundbelastung über die Nahrung erheblichen intra- und interpersonellen Schwankungen unterliegt, die sich aufgrund der kurzen biologischen Halbwertszeit dieser Stoffgruppe recht unmittelbar in entsprechende Schwankungen der Metaboliten-Ausscheidung übertragen. Heudorf und Angerer (2000) berichten unter Verweisen auf die Literatur von 100 - 200-fachen interindividuellen Unterschieden in der nahrungsbedingten PAK-Aufnahme. Bezüglich der intrapersonellen Unterschiede berichtet sie von bis zu 30-fachen Unterschieden. Mithin ist also völlig unsicher, auf welchen Sockel eine Zusatzbelastung gerade aufsetzt, es sei denn, man kontrolliert die aufgenommene Nahrung gleich mit.

Zusammenfassend bedeutet das: Hinter gleichen 1-OHP-Ausscheidungen können sich sehr verschiedene BaP-Aufnahmen und sogar extrem verschiedene Krebsrisiken verbergen! Dieser Parameter verhält sich nicht proportional zu BaP-Aufnahme und Krebsrisiko, es sei denn, man befände sich bei der BaP-Aufnahme extrem weit oberhalb der Grundbelastung durch die Nahrung.

Für Belastungen an bestimmten Arbeitsplätzen trifft dies zu. Dort ist der Einsatz des 1-OHP-Monitoring angezeigt. Doch selbst dort muss man das Muster der PAK-Zusatzbelastung kennen und kritisch in Betracht ziehen. Für Zusatzbelastungen im Niedrigdosis-Bereich, kombiniert mit einer ungünstigen Musterabweichung der Zusatzbelastung von der Grundbelastung, wie das im Falle der Housings gegeben ist, kann nach unseren Berechnungen der von Angerer (1999) vorgeschlagene vorläufige HBM-Referenzwert für 1-OHP von 500 ng 1-OHP/g Kreatinin bei Kindern Normalität anzeigen, während in Wirklichkeit das Krebsrisiko um eine Größenordnung über Normalverhältnissen liegt!

Das soll an einem Beispiel dargestellt werden:

Die PAK-Belastung über die Nahrung ergibt im statistischen Median 1-OHP-Ausscheidungen über den Urin zwischen 100 und 200 ng/g Kreatinin (Angerer 1999). Deshalb soll angenommen werden, ein Kind sei zunächst nur dieser Grundbelastung exponiert und schieße 150 ng 1-OHP/g Kreatinin aus. Durch Einzug in eine US-Housing-Wohnung mit steinkohlenteeröhlhaltigem Kleber unter schadhaftem Parkett ändert sich dies. Jetzt wird es auch über den Hausstaubpfad PAK-exponiert. Seine 1-OHP-Ausscheidung beläuft sich nun auf 500 ng/g Kreatinin. Nach Angerer (1999) kann man näherungsweise davon ausgehen, dass 5% des aufgenommenen Pyrens als 1-OHP zur Ausscheidung kommen. Vor Einzug in die US-Housings hätte demnach das Kind ca. 3000 ng Pyren täglich aufgenommen, danach wären es ca. 10 000 ng. Unter Hinweis auf die Diagramme 1 und 3 wird für das Pyren:BaP-Verhältnis in der Nahrung mit einem Quotienten von 8 gerechnet. Für das Pyren:BaP-Verhältnis im PAK-belasteten Hausstaub wird unter Hinweis auf die Diagramme 2 und 4 mit einem Quotienten von 2 gerechnet. Während sich demnach das Kind vor seinem Einzug in

eine Housing-Wohnung mit einer täglichen BaP-Aufnahme von 375 ng im Bereich des auf die Lebenszeit berechneten tolerierbaren BaP-bedingten Krebsrisikos von 1:100 000 bewegte, stieg mit dem Wohnungswechsel seine tägliche BaP-Aufnahme auf ca. 4000 ng und damit sein BaP-bedingtes Krebsrisiko auf 1:10 000. Dabei ist noch nicht berücksichtigt, dass das PAK-Gemisch im Hausstaub in seinem kanzerogenen Potential gegenüber der isolierten Betrachtung seines BaP-Anteils viel weiter nach oben abweicht als dies im PAK-Gemisch der Nahrung der Fall ist. In Wirklichkeit dürfte sich das PAK-bedingte Krebsrisiko unseres Kindes nach Einzug in die Housing-Wohnung zwischen 1:10 000 und 1:1000 bewegen.

Ein Referenzwert von 500 ng 1-OHP/g Kreatinin würde einen Risikoanstieg dieses Ausmaßes dulden. Dabei darf man nicht übersehen, dass im vorgestellten Beispiel trotz des verheerenden Results die Möglichkeiten des HBM im Niedrigdosis-Bereich noch geradezu idealisiert dargestellt sind. Wenn man hier noch die erwähnten inter- und intrapersonellen Schwankungsbreiten mit einbezieht, bliebe an Aussagekraft rein gar nichts mehr übrig. Hier manifestieren sich inakzeptable Schwächen, die im Gegensatz zu den Unsicherheiten der Expositionsabschätzung über das Ambiente-Monitoring auch mittels (Un)Sicherheitsfaktoren nicht zu handhaben sind.

Chuang et al. (1999) schreiben in diesem Zusammenhang: "Wegen großer Schwankungen zwischen den Individuen können deutliche und direkte Beziehungen zwischen PAK-Konzentration in Umweltmedien und PAK-Metaboliten im Urin nicht erhalten werden." Das SGA Frankfurt hat bei den betroffenen Eltern aber gerade den Eindruck erweckt, als sei über das HBM Wesentliches über die individuelle Belastung ihres jeweiligen Kindes zu erfahren. Es hat überdies aus der Tatsache, dass in seinem Messprogramm deutliche und direkte Beziehungen zwischen PAK-Konzentrationen im Hausstaub und PAK-Metaboliten im Urin nicht erkennbar waren, leichtfertig geschlossen, es gäbe keine signifikanten Zusatzbelastungen (Heudorf und Angerer 2000).

Im Gegensatz zu seinen fundamentalen Mängeln in der Abschätzung individueller Zusatzbelastungen sind die Mängel dieses Parameters in der Abschätzung gruppenspezifischer Zusatzbelastungen einigermaßen kalkulierbar, weil sich auf dieser Ebene bei ausreichendem Stichproben-Umfang sowohl intra- als auch interpersonelle Schwankungen kompensieren. Erhalten bleibt jedoch das Problem, dass ein bestimmtes 1-OHP-Niveau kein bestimmtes BaP-Aufnahme-Niveau und erst recht kein bestimmtes Krebsrisiko-Niveau anzeigt.

In Frankfurt ist bei der ersten, so genannten kleinen Gruppenuntersuchung bei den Housing-Kindern eine tendenzielle, wenn auch nicht signifikante Erhöhung der 1-OHP-Ausscheidung zutage getreten (Diagramm 6 und Tabelle 1, Heudorf und Angerer 1999). Da diese Erhöhung mit der Aufnahme eines steinkohleteeröhlhaltigen PAK-Musters über den Hausstaub in Verbindung zu bringen ist, kann durchaus mit ihr eine signifikante Erhöhung der BaP-Aufnahme und des Krebsrisikos verknüpft sein.

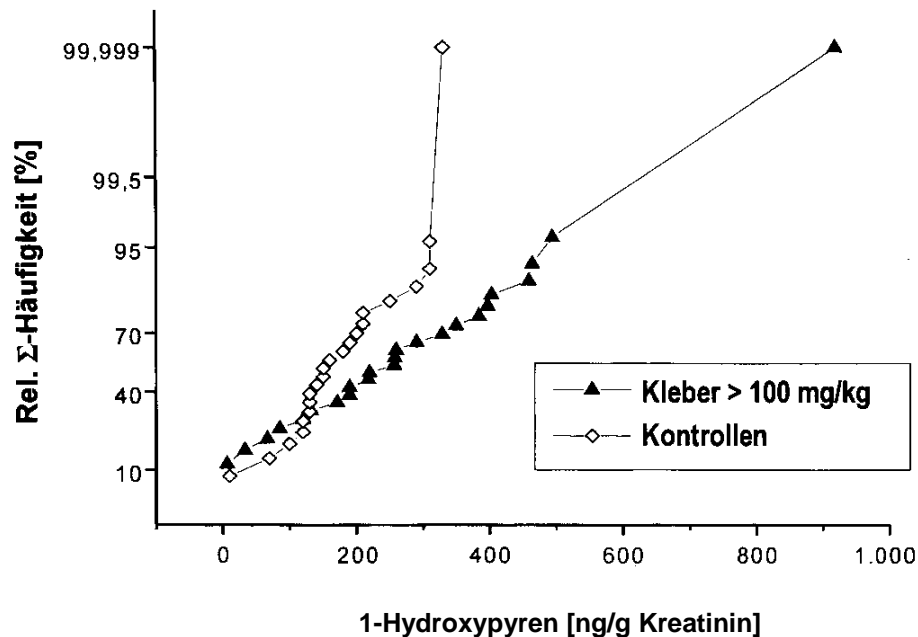


Diagramm 6. Relative Summenhäufigkeit der Hydroxypyrenausscheidung im Harn von Kindern aus Wohnungen mit steinkohlenteerhaltigem Parkettkleber (>100 mg BaP/kg Kleber) im Vergleich zu den entsprechenden Werten von gleichaltrigen Kindern aus Wohnungen ohne Parkett (Heudorf und Angerer 1999).

Tabelle 1. PAK-Metaboliten im Urin von Kindern aus den ehemaligen US-Housing in Frankfurt/M - differenziert nach Kindern aus Wohnungen mit mehr als 100 mg BaP/kg Parkettkleber ($n = 27$) - im Vergleich mit Kontrollkindern ($n = 23$). Auszug aus Tabelle 2 von Heudorf und Angerer (1999).

Parameter	Mittelwert (Standardabw.) ng/g Kreatinin	Median ng/g Krea.	P 95 ng/g Krea.	Maximalw. ng/g Krea.
1-OH-Pyren Housing (BaP im Kleber > 100 mg/kg)	257 (201)	238	769	918
Kontrollen	168 (88)	149	329	334

Die genannten Autoren haben diesen Umstand niemals problematisiert, obwohl zumindest für Heudorf die Aufgabe nicht das Messen und Vergleichen von 1-OHP-Ausscheidungen, sondern das Charakterisieren von Krebsrisiken durch Aufnahme von steinkohlenteerhaltigem Hausstaub war.

Stattdessen wurden immerzu weitere Kinder untersucht, obwohl sich in den Siedlungen der Zustand, den es zu erkunden galt, durch nahezu tägliches Saugen und Wischen der Parkettböden durch die besorgten Eltern in einen für die Risikobewertung uninteressanten Ausnahmezustand verwandelte. Wir halten deshalb die Daten des großen Untersuchungskollektivs (SGA Frankfurt/M. 1999a), die nahezu komplett nach der amtlichen Empfehlung zu verstärktem Saugen und Wischen erhoben wurden, allenfalls für tauglich, die Wirksamkeit der Putzaktivitäten zu überprüfen. Auf eine Darstellung der Ergebnisse verzichten wir deshalb an dieser Stelle.

Weil der von Angerer (1999) vorgeschlagene Referenzwert für die 1-OHP-Ausscheidung über den Urin von 500 ng/g Kreatinin nicht nur zur Beurteilung von Gesundheitsrisiken auf individueller, sondern auch auf Gruppenebene Anwendung finden soll, wird hier nochmals kritisch auf ihn rekurriert. Angerer begründet seinen Vorschlag mit dem 95. Perzentilwert (P 95) einer gemeinsamen

Auswertung von 3 Kollektiven mit insgesamt 74 Kindern im Alter bis zu 12 Jahren aus Wohnräumen ohne PAK-Zusatzbelastung (Tabelle 2).

Tabelle 2. Hydroxypyrenauscheidung im Harn von Kindern unter 12 Jahren, die keiner zusätzlichen Belastung durch PAK in Wohnräumen ausgesetzt waren (Angerer 1999).

	Anzahl Probanden	Median [ng/g Kreatinin]	95-Perzentil [ng/g Kreatinin]	Maximum [ng/g Kreatinin]	Alter [Jahre]
Frankfurt	23	149	329	334	≤ 6
Herzogenaurach	29	200	470	570	≤ 12
Erlangen	22	162	309	425	≤ 6
Summe	74	173	422	570	≤ 12

Einmal abgesehen davon, dass es schwer danach aussieht, als hätten sich unter das Herzogenauracher Kollektiv einige frühe Aktivraucher gemischt, weshalb man den Verzicht auf dieses Kollektiv erwägen sollte: Warum wurde der P 95-Wert von 422 nicht auf 400 abgerundet, sondern auf 500 aufgerundet?

Die HBM-Kommission des UBA, der Angerer angehört, schlägt für die Etablierung von HBM-Referenzdaten die Verwendung von P 95-Werten aus normalbelasteten Kollektiven vor und empfiehlt eine Rundung im Rahmen des entsprechenden Konfidenzintervalls. Zu letzterem liegen uns für die von Angerer verwendeten Kollektive zwar keine Informationen vor. Die Rundung von 422 auf 500 ng/g Kreatinin scheint uns jedoch ausserhalb dieser Vorgabe zu liegen. Eine Rundung auf 400 ng/g Kreatinin wäre nicht nur in Abwägung der Vorbehalte gegen das Herzogenauracher Kollektiv, sondern auch nach einem Blick auf die Ergebnisse des Umwelt-Survey III des UBA (UBA 1998) näherliegend. Letzterer weist für die nichtrauchende 18 - 69-jährige Bevölkerung einen P 95-Wert der 1-OHP-Ausscheidung von 290 ng/g Kreatinin aus. Bis zum Vorliegen der Ergebnisse des Nationalen Umwelt-Surveys für Kinder und Jugendliche, der gerade läuft, und mit dessen Ergebnissen nicht vor 2006 zu rechnen ist, gilt, dass "...derzeit nicht erkennbar ist, dass sich die Hydroxypyrenauscheidung von Erwachsenen und Kindern unterscheidet" (Angerer 1999). So gesehen ließe sich auch ein Referenzwert für die 1-OHP-Ausscheidung von 300 ng/g Kreatinin rechtfertigen. Er wäre auch durch die Ergebnisse des Frankfurter und Erlanger Kollektivs gedeckt.

Wegen der bereits erörterten Schwächen des PAK-HBM über die 1-OHP-Ausscheidung im Niedrigdosis-Bereich bliebe jedoch auch ein realistisch abgeleiteter Referenzwert von 300 ng 1-OHP/g Kreatinin fragwürdig. Das zeigt sich, wenn man ihn zur Bewertung der sogenannten kleinen Gruppenuntersuchung der Frankfurter Housing-Kinder (Diagramm 6) heranzöge. Dieses Kollektiv weist im 95. Perzentil eine Ausscheidung von 769 ng 1-OHP/g Kreatinin auf (Heudorf und Angerer 1999). Das entspräche zwar dem 2,5-fachen der Referenz. Die zusätzliche BaP-Aufnahme läge jedoch beim ca. 7-fachen und das Krebsrisiko gar um eine Größenordnung über der Referenz. Die Fragwürdigkeit eines Referenzwertes von 300 ng 1-OHP/g Kreatinin würde sich auch auf individueller Ebene manifestieren. Er könnte nämlich nicht in allen Fällen sicherstellen, dass einem Menschen mit innenraumbedingter PAK-Zusatzbelastung vorübergehend nicht mehr als ein 5-faches des nahrungsbedingten Krebsrisikos zugemutet würde. Dieses Maß müsste aber nach dem Vorschlag von Konietzka und Dieter (1994) im Umgang mit Zusatzrisiken durch kanzerogene Stoffe eingehalten werden.

Bei Risikoabschätzungen durch PAK-Belastungen im Niedrigdosis-Bereich (Wohn-Innenräume) sollte auf Humanbiomonitoring-Daten solange verzichtet werden, solange kein Parameter vorliegt, der sich direkt auf die maßgeblichen kanzerogenen Komponenten von PAK-Gemischen bezieht.

ANHALTSPUNKT 2: Das PAK-Ambiente-Monitoring

Das Umweltmedium, über welches PAK aus teeröhlhaltigen Parkettklebern von Kindern aufgenommen werden können, ist der Hausstaub. Auf seine Beprobung und Analyse sowie auf eine Annahme über die tägliche orale Staubaufnahme lässt sich grundsätzlich eine Expositions- und Risikoabschätzung stützen. Auch ein gefahrenbezogener Schwellenwert für Sanierungsbedarf lässt sich aus einer solchen Abschätzung ableiten. Die ad-hoc-Expertengruppe beim UBA hat auf ihrer ersten Sitzung einen solchen Wert auf 10 µg BaP/g Hausstaub festgelegt und auf ihrer zweiten Sitzung einen Sanierungszielwert von 1 µg BaP/g Hausstaub nachgereicht (Dieckow et al. 1999). Bezüglich beider Werte hat die Expertenrunde lediglich die Kanzerogenität von BaP alleine, nicht jedoch die bis um eine Größenordnung höher eingeschätzte Kanzerogenität des PAK-Gemisches in steinkohleteerhaltigen Klebern betrachtet. Eine Begründung für dieses Vorgehen hat die Expertenrunde nicht vorgelegt, sondern lediglich darauf verwiesen, dass die Verwendung von BaP als Leitkomponente national und international gängige Praxis sei. Das soll unbestritten bleiben, begründet aber nicht, warum bei der Risikoabschätzung lediglich die Kanzerogenität des isoliert betrachteten BaP und nicht die des Gemisches, in dem es vorliegt, herangezogen wurde.

Ohne Begründung blieb auch die Empfehlung der Expertenrunde zur Probenahme von Hausstaub mittels Kehren, obwohl ihr bei der zweiten Sitzung deutliche Hinweise auf die Gefahr der Unterschätzung der tatsächlichen Hausstaubbelastungen bei Anwendung dieser Probenahme-Empfehlung vorlagen (ARGUK 1998c). Wichtiger war den Experten wohl, eine Überschätzung der tatsächlichen Belastungen zu vermeiden, was bei der Probenahme mittels Staubsauger unbestritten passieren kann, indem Kleberpartikel über schadhafte Parkettfugen aus dem Untergrund herausgesaugt werden.

Unabhängig von der Frage, ob es wirklich von verantwortlicher Risikoabschätzung zeugt, wenn ein Irrtum auf der unsicheren Seite (Unterschätzung) einem Irrtum auf der sicheren Seite (Überschätzung) vorgezogen wird, hätte die technische Frage der angemessenen Beprobung des expositionsrelevanten Staubes zügig beantwortet werden können, wenn außer der zuständigen Stelle im hessischen Gesundheitsministerium und dem ARGUK-Umweltlabor überhaupt jemand Interesse an der Klärung dieser Frage gezeigt hätte. Stattdessen wurde in Frankfurt die Kehrempfehlung des UBA von den Wohnungseigentümern in Absprache mit dem SGA unmittelbar umgesetzt. Es sollte ja nicht zu ihrem Nachteil sein. Eine noch während der laufenden Kehrbeprobung ergangene Weisung des damaligen Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit, die "die Gewinnung der Hausstaubproben durch Absaugen des Hausstaubs vom Boden" vorsah, wurde ignoriert (Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit 1998). Zum Nachteil geriet dieses Vorgehen jedoch mit hoher Wahrscheinlichkeit für die Mieter. Das zeigt eine Studie des ARGUK-Umweltlabors, in der exemplarisch beide Probenahme-Verfahren parallel in einer Wohnung praktiziert und die Ergebnisse der PAK-Analyse auf die Ergebnisse untergrundunabhängiger Staubinhaltsstoffe normiert und verglichen wurden. Fazit (Obenland 1998):

1. Das Kehrverfahren unterschätzt aufgrund unvermeidlicher Feinstaubverluste systematisch und unspezifisch die tatsächliche Belastungssituation.

2. Das Saugverfahren überschätzt spezifisch die Belastungssituation durch vom Bodenaufbau herrührende Substanzen. Im vorliegenden Fall betrifft das die PAK.
3. Analysenwerte für nicht vom Bodenaufbau herrührende Substanzen können sich deshalb verfahrensabhängig um ca. den Faktor 3, Analysenwerte für vom Bodenaufbau herrührende Substanzen um den Faktor 10-15 unterscheiden. Während durch Saugen gewonnene Proben bezüglich der PAK-Belastung durch Überschätzung um den Faktor 3-4 sozusagen auf der sicheren Seite irren, irren durch Kehren gewonnene Proben um denselben Faktor auf der unsicheren Seite.

ARGUK hat seine mehr als 500 PAK/BaP-Befunde in Hausstäuben aus ehemaligen alliierten Wohnungen, die durch Saugen gewonnen wurden, um den ermittelten Überschätzungsfaktor korrigiert und kam auf Grundlage dieser korrigierten Daten sowie des Sanierungswertes des UBA zu dem Schluss, dass für 12% der Housing-Wohnungen im Bestand der Frankfurt Holding sofortiger Sanierungsbedarf und für weitere 27% mittelfristiger Sanierungsbedarf bestand, da dort die BaP-Konzentration im Hausstaub zwischen 1 und 10 µg/g lagen (Diagramm 7, ARGUK 1998d). Demgegenüber ergaben die Befunde der durch Kehrsproben gewonnenen Proben der Eigentümer einen sofortigen Sanierungsbedarf für gerade mal etwas mehr als 1% der Wohnungen. Ein mittelfristiger Sanierungsbedarf wurde für keine einzige Wohnung festgestellt (Frankfurter Rundschau 1999).

Größenklassenverteilung Benzo[a]pyren

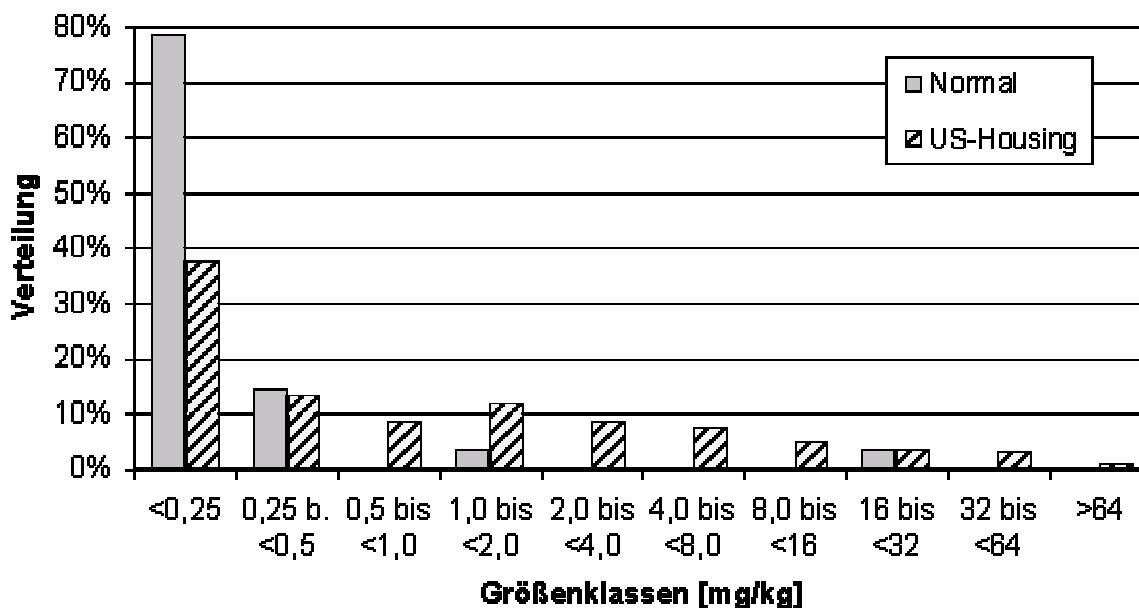


Diagramm 7. Vergleich des BaP-Vorkommens im Hausstaub von zwei Kollektiven: "Normal" (Hausstaub aus laufendem Laboreingang, $n = 28$) und "US-Housing" (Hausstaub aus Wohnungen der US-Housings, $n = 502$).

Parallel zum Geschehen in Frankfurt wurde von der baden-württembergischen Forschungs- und Materialprüfungsanstalt ein sogenanntes modifiziertes Saugverfahren entwickelt, das lediglich Staub aus der Mitte der Parkettstäbe beprobt und sich auf 2 m² beschränkt (Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg und Forschungs- und Materialprüfungsanstalt Baden Württemberg 1999). Dieses Verfahren vermeidet zwar mit Sicherheit das Heraussaugen von Kleberpartikeln aus schadhaf



ten Fugen. Es ist jedoch aus zwei anderen wichtigen Gründen kritikwürdig und überprüfungsbedürftig:

1. Die Beschränkung auf 2 m² Bodenfläche kann bei normalen Wohnungsgrößen keine repräsentative Beprobung sichern.
2. Das Aussparen der Parkettstabränder und der Flächen auf dem Fugenkitt bedeutet einen weiteren Schritt Richtung selektiver Beprobung.

In einer Vorstudie des ARGUK-Umweltlabors wurde die Bedeutung von Punkt 2 untersucht und festgestellt, dass die PAK-Belastung des Hausstaubs in Fugennähe und unmittelbar auf dem Fugenkitt am höchsten ist (ARGUK 1998a). Es verwundert deshalb nicht, wenn das baden-württembergische Verfahren ähnlich niedere Belastungen erkennt wie das Kehrverfahren - wenn auch aus anderen Gründen.

Unabhängig von der Frage nach dem angemessenen Probenahmeverfahren bleibt die Frage nach der Berechtigung des von der ad-hoc-Expertengruppe beim UBA formulierten Schwellenwertes für Sanierungsbedarf von 10 µg BaP/g Hausstaub. Er ignoriert das Steinkohlenteer-Muster der PAK-Belastung im Hausstaub. Würde dies berücksichtigt, so müsste der Sanierungswert bei 1 µg BaP/g Hausstaub liegen. Auf Basis des von ARGUK untersuchten Hausstaub-Kollektivs (Diagramm 7) ergäbe das in Frankfurt sofortigen Sanierungsbedarf für ca. 40% der Housings.

Ein Erlass des damaligen Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit forderte zur Berücksichtigung des Steinkohlenteer-Musters auf und verlangte, bei Konzentrationen von 1-10 µg BaP/g Hausstaub auf mittelfristigen Sanierungsbedarf zu erkennen. Dieses Verlangen wurde seitens des SGA Frankfurt/M. und der Eigentümer nicht beachtet (Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit 1998).

ANHALTSPUNKT 3: Das PCB-Humanbiomonitoring (PCB-HBM)

Die Eignung von PCB-Messungen in Vollblut oder Plasma zur Feststellung des inneren Belastungsstatus ist aufgrund der hohen biologischen Halbwertszeit dieser Stoffgruppe unbestritten. Trotzdem sind auch hier, will man dem aus Ambiente-Messungen entsprungenen Verdacht einer zusätzlichen PCB-Aufnahme nachgehen, einige Dinge zu beachten.

Will man eine eventuelle Zusatzbelastung von Kindern prüfen, die PCB-haltigem Hausstaub exponiert sind, steht man vor dem Problem, dass gestillte Kinder aufgrund der PCB-Gehalte in der Muttermilch beachtliche Grundbelastungen mitbringen, die umso ausgeprägter sind, je länger die Stillperiode war. Diese Grundbelastungen zeigen eine negative Altersabhängigkeit, die bis zum 12. Lebensjahr erkennbar sein kann (Heudorf et al. 1997; Neisel et al. 1999; Patantin et al. 1999)

Gäbe es in der Bundesrepublik Referenzwerte für die innere PCB-Belastung von Kindern, so müssten diese nach Stillstatus und Alter differenzieren. Bedauerlicherweise verfügen wir gegenwärtig über nichts dergleichen. Lediglich die Ergebnisse einer Untersuchung an 7-10-jährigen SchülerInnen sind referenztauglich und sind von der HBM-Kommission des UBA als Referenzwerte übernommen worden (HBM-Kommission des UBA 1999).

Unter diesen Bedingungen macht ein PCB-HBM-Untersuchungsprogramm bei Kindern von 0-12 Jahren, das wohnungsbedingte Zusatzbelastungen überprüfen soll, nur Sinn, wenn man über eine

Kontrollgruppe verfügt, die den oben genannten Ansprüchen genügt. Das sehen auch Kappos et al. (1998) so, die in einer Arbeit über Referenzwerte für PCB in Humanblut schreiben: "Bei anlassbezogenen Reihenuntersuchungen wird dringend geraten, gleichzeitig mit der "belasteten" Population ein bezüglich der relevanten Störgrößen (Alter, Geschlecht) geeignetes Vergleichskollektiv zu untersuchen." Das SGA Frankfurt/M. hat 90 Kindern unter 12 Jahren aus ehemaligen alliierten Wohnungen, darunter viele Kleinkinder, Blut abgezapft, ohne über eine Kontrollgruppe zu verfügen. Das ist wissenschaftlich ohne Sinn und somit auch ethisch unverantwortlich.

Die erhobenen Daten können ohne Kontrollgruppe natürlich nur zeigen, was alle schon vorher wussten: Die Existenz einer negativen Altersabhängigkeit der inneren PCB-Belastung bei Kindern (SGA Frankfurt/M. 1999a). Das war in diesem Zusammenhang überhaupt nicht neu zu prüfen, sondern hätte eigentlich als Störgröße unter Kontrolle gebracht werden müssen.

Die Daten zeigen selbstverständlich nicht, wie von Prof. Seifert vom UBA in einem Briefwechsel mit dem ARGUK-Umweltlabor behauptet, dass bei Kleinkindern aus Frankfurter US-Housings keine zusätzliche PCB-Aufnahme festzustellen gewesen sei (ARGUK 1999a). Um diese Behauptung begründen zu können, hätte selbst Prof. Seifert entweder eine Kontrollgruppe oder Informationen über den individuellen Belastungsstatus der Kinder vor Einzug in die Housings benötigt. Es stand ihm jedoch weder das eine noch das andere zur Verfügung.

Wollte man mit den Daten trotzdem etwas anfangen, könnte man hilfswiese auf den bereits erwähnten HBM-Referenzwert des UBA für die PCB-Belastung von 7-10-jährigen Kindern zurückgreifen. Bedauerlicherweise ist dieser auf Vollblut bezogen, während die Daten der Housing-Kinder für Plasma berechnet wurden. Wollte man sich also dieses Referenzwertes bedienen, müsste man die der Vollblut-Belastung entsprechende Plasma-Belastung mit PCB abschätzen.

Ein Blick auf Tabelle 3 zeigt, dass es bei den Referenzwerten "Summe PCB" eine altersabhängige Beziehung zwischen den Vollblut- und den Plasmawerten gibt. Das macht es legitim, den fehlenden Plasmawert zu schätzen. Folgende Überlegung wäre dabei anzustellen: Das Verhältnis von Plasmawert zu Vollblutwert wird mit abnehmendem Alter kleiner. In der Altersgruppe der 26 - 35-jährigen beträgt es noch 1,60, in der Altersgruppe der 18 - 25-jährigen nur noch 1,28. In der Altersgruppe der 7 - 10-jährigen wird es sehr wahrscheinlich nicht mehr, sondern eher weniger als 1,28 betragen. Eine konservative Schätzung könnte deshalb mit diesem Faktor bei den 7 - 10-jährigen vom Vollblutwert von 1,3 µg/L auf einen Plasmawert von 1,7 µg/L schließen.

Tabelle 3. Referenzwerte für PCB-138, -153, -180 und deren Summe in Humanblut (µg/L) (HBM-Kommission des Umweltbundesamtes 1999).

Alter	PCB - 138		PCB - 153		PCB - 180		Summe PCB	
	V	P	V	P	V	P	V	P
7 - 10	0,5	-	0,5	-	0,3	-	1,3	-
18 - 25	0,8	0,8	1,0	1,0	0,7	0,8	2,5	3,2
26 - 35	1,0	1,5	1,5	1,9	1,0	1,5	3,5	5,6
36 - 45	1,3	2,2	2,0	2,8	1,4	2,2	4,6	7,6
46 - 55	1,6	3,0	2,5	3,7	1,9	2,9	5,7	10,0
56 - 65	1,8	3,7	3,0	4,6	2,2	3,5	6,8	12,2

V: Vollblut; P: Plasma; Summe PCB = PCB-138 + PCB-153 + PCB-180

Als Problem verbliebe, dass sich die Altersspannen der zu vergleichenden Gruppen nicht völlig decken. Bei der Formulierung der Vergleichsaussage wäre das konservativ zu berücksichtigen. In Tabelle 4 werden die Vollblut-Referenz für 7 - 10-Jährige, die daraus geschätzt Plasma-Referenz sowie die Plasma-Belastung der 6 - 12-jährigen Housing-Kinder (SGA Frankfurt 1999a) miteinander verglichen. Weil für letztere vom SGA Frankfurt kein 95.-Perzentilwert ausgewiesen wurde, musste dieser aus den 95. Perzentilwerten der drei Kongenere unter Zuhilfenahme der in Tabelle 3 erkennbaren Relationen zwischen der Summe der Kongenere der "Summe PCB" geschätzt werden.

Tabelle 4. Geschätzte Summenbelastung von PCB-138, -153, und 180 im Blut von 6 bis 12-jährigen US-Housing-Kindern im Vergleich mit Referenzwerten.

	Vollblut HBM-Referenz 7-10 Jahre <i>n</i> = 509 Kom. HBM (1999)	Plasma HBM-Referenz 7-10 Jahre <i>n</i> = 509 geschätzt vom Autor	Plasma US-Housing-Kinder 6-12 Jahre <i>n</i> = 47 SGA Frankfurt/M. (1999a)
Summe PCB	1,3	1,7	3,5

Summe PCB = PCB-138 + PCB-153 + PCB-180

Dieser Vergleich deutet die Möglichkeit einer verdoppelten Belastung der Housing-Kindern durch PCB an. Gestützt wird diese Andeutung durch die Tatsache, dass der Plasmawert der Housing-Kindern deutlich über dem Plasmawert der Referenzgruppe der 18 - 25-Jährigen liegt, obwohl er wegen der Altersabhängigkeit der inneren PCB-Belastung eher unter diesem liegen müsste.

Das SGA Frankfurt/M. kanzelte diesen Vergleich als "wissenschaftlich nicht sauber gearbeitet" ab, ohne jemals auch nur anzudeuten, gegen welche Referenzen es seinerseits gedachte, die erhobenen Daten zu vergleichen (Frankfurter Rundschau 1999).

Wozu wurden diese Daten eigentlich erhoben? Es drängt sich der Verdacht auf, dass sie niemals einer Risikoabschätzung für die Housing-Kindern, sondern unter Ausnutzung der günstigen Gelegenheit der Datenbeschaffung über innere PCB-Belastungen bei Kindern dienen sollten. So erhält man zunächst Stoff für Vorträge und Veröffentlichungen. Im Laufe der Zeit lassen sich solche anlassbezogen erhobenen Daten vielleicht sogar zu Referenzdaten transformieren. Bezüglich der gültigen Referenzdaten über die innere PCB-Belastung der erwachsenen Bevölkerung wird dieses Vorgehen seit Jahren so praktiziert (HBM-Kommission des UBA 1999).

ANHALTSPUNKT 4: Das PCB-Ambientemonitoring (PCB-AM)

Wie bei den PAK ist auch bezüglich der PCB im hier betrachteten Falle der Hausstaub das Umweltmedium, über das diese Stoffgruppe von Kindern aufgenommen werden kann. PCB sind in den ehemaligen alliierten Wohnungen zwar in vielen Holz- und Wandanstrichen nachweisbar, als Hauptquelle für die Staubbelastung treten jedoch die mit PCB als Weichmacher versehenen Fugenkitte der meist älteren Parkettböden auf. Wenn diese Kitte an der Oberfläche an Elastizität verlieren, führen sie dem Hausstaub ständig feinste Partikel mit hoher PCB-Belastung zu. Da die PCB in diesem Material fast ausschließlich als hochchlorierte Muster vorliegen, verbleiben sie bevorzugt in den Partikeln und treten nur zu einem sehr kleinen Teil in die Umgebungsluft über. Selbst hohe PCB-Belastungen im Hausstaub sind deshalb bei diesen Gegebenheiten mit nur mäßigen PCB-Raumluftbelastungen verbunden.



Dem SGA Frankfurt/M. liegen aus 1700 Wohnungen PCB-Analysenergebnisse für Hausstäube vor, die durch Kehren gewonnen wurden. Das 95. Perzentil dieses Datenkollektivs liegt bei 4,5 µg PCB/g Hausstaub (SGA Frankfurt/M. 1999a). Demgegenüber liegt das 95. Perzentil des vom ARGUK-Umweltlabor auf der Grundlage von Saugproben erstellten Datenkollektivs (n = 85) bei 20 µg PCB/g Hausstaub (ARGUK-Umweltlabor GmbH 1999a). Auch hier ist erkennbar, dass Kehrsproben die Belastung unterschätzen. Viel wichtiger als dies ist an dieser Stelle jedoch die Tatsache, dass das SGA Frankfurt/M. keinerlei Risikoabschätzung aus diesen Daten abgeleitet hat. Wie soll man sich das erklären? Hausstaub ist bezüglich PCB nicht weniger als bezüglich PAK und Pestiziden ein Expositionspfad, insbesondere für Kinder (Seifert 1998; Roberts und Dickey 1995) Warum glaubte man trotzdem, auf eine Risikoabschätzung der Zufuhr über diesen Pfad verzichten zu können? Eine Antwort findet sich in dem bereits weiter oben erwähnten Briefwechsel zwischen Prof. Seifert (UBA) und dem ARGUK-Umweltlabor. ARGUK hatte seine Daten zur PCB-Belastung von Hausstäuben in ehemaligen US-Housings zusammen mit einem Vorschlag für einen gefahrenbezogenen Prüfwert dem UBA übersandt und um Stellungnahme gebeten. In seiner Antwort rekurriert Prof. Seifert zunächst auf den allgemeinen Umstand, dass aus unterschiedlichen tierexperimentellen Daten eine breite Spanne gefahrenbezogener Prüfwerte resultieren könne. Das hatte niemand bestritten. Uns interessierte aber die UBA-Stellungnahme zu unserem Vorschlag. Und die liest sich dann so: "Uns liegen allerdings Messdaten aus Frankfurter US-Wohnungen vor, die deutlich belegen, dass die Exposition gegenüber PCB-belastetem Hausstaub (bis zu ca. 65 µg/g) nicht zu einer zusätzlichen inneren Exposition, auch nicht von kleinen Kindern, beiträgt. Vor diesem verbesserten Wissensstand (Human-Biomonitoringdaten!) sind Berechnungen der oben skizzierten Art eher von theoretischem Interesse." (ARGUK 1999a).

Es wiederholt sich hier, was bereits die amtliche Behandlung des PAK-Themas kennzeichnet: Das HBM wird zur Schiedsinstanz aufgewertet und gegen das AM in Stellung gebracht. Dabei werden auf HBM-Daten fußende Bewertungen völlig unkritisch übernommen. Im Falle der PCB wird noch nicht einmal nach der fehlenden Kontrollgruppe gefragt. Das Interesse scheint bereits dadurch bedient zu sein, dass das HBM, egal wie, Entwarnung anzeigt.

Zwei Anliegen scheinen sich bei diesem Geschehen bestens zu ergänzen: Einmal das Anliegen namhafter HBM-Anbieter, ihre Verfahren über den klassischen Anwendungsbereich im Arbeitsschutz hinaus auf möglichst viele Bereiche der Schadstoff-Exposition in Innenräumen auszudehnen. Zum anderen das Anliegen amtlicher Risikoabschätzer, mit Daten arbeiten zu können, die den Anspruch erheben, letztinstanzliche Auskunft über tatsächliche korporale Belastungen zu geben. Dabei kann eine seriöse Abschätzung der äußeren Exposition schon mal böse unter die Räder kommen und als "eher von theoretischem Interesse" erscheinen. Das ist sie aber keineswegs. Weder steht das HBM in seiner Erkenntnisqualität prinzipiell über dem AM, noch ist das Gegenteil der Fall. HBM und AM sind wie zwei verschiedene Augen, mit denen wir auf ein und dieselbe Sache sehen. Wenn wir dabei zwei nicht deckungsgleiche Bilder erhalten, müssen wir begründet entscheiden, warum wir uns eher an das eine und nicht an das andere Bild halten wollen.

Im hier in Rede stehenden Fall der PCB-Belastung in ehemaligen US-Housings ist das HBM bedauerlicherweise weitgehend wertlos, weil seine Ergebnisse, soweit sie die Kinder betreffen, mit nichts ohne Einschränkung vergleichbar sind. Demgegenüber bieten die Daten der Hausstaubbela- stung mit PCB eine gute Basis für die Abschätzung der äußeren Exposition und des damit verbun- denen Risikos. Diagramm 8 zeigt die Größenklassenverteilung der PCB-Belastung von Hausstäu- ben aus ehemaligen Housings, die im ARGUK-Umweltlabor untersucht wurden. Als Vergleich dient die Größenklassenverteilung der Normalbelastung von Hausstäuben, die dem laufenden La- boreingang bei ARGUK entnommen wurden.

Größenklassenverteilung PCB

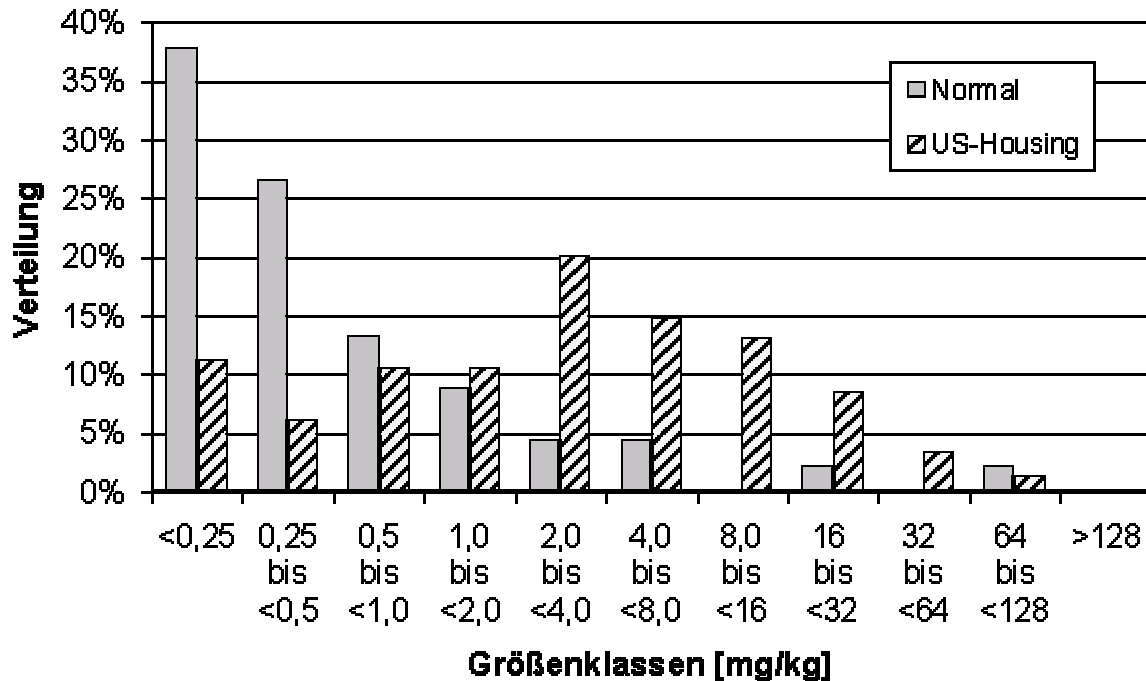


Diagramm 8. Vergleich des PCB-Vorkommens im Hausstaub von zwei Kollektiven: "Normal" (Hausstaub aus laufendem Laboreingang, $n = 45$) und "US-Housing" (Hausstaub aus Wohnungen der US-Housings, $n = 501$).

Die Größenklassenverteilung der PCB-Belastung von Hausstäuben aus US-Housings ist gegenüber der Größenklassenverteilung der PCB-Belastung aus normalbelasteten Wohnungen deutlich zu höheren Konzentrationen hin verschoben. Entsprechend unterscheiden sich auch die statistischen Kenngrößen. Für die US-Housings liegt der Median bei $2,9 \mu\text{g/g}$ und das 90. Perzentil bei $21 \mu\text{g/g}$. Für das Normal-Kollektiv beträgt der Median $0,4 \mu\text{g/g}$ und das 90. Perzentil $7,1 \mu\text{g/g}$.

Warum $12 \mu\text{g/g}$ PCB im Hausstaub für Kleinkinder genug sind:

Ein Exkurs zum ARGUK-Gefahrenwert für PCB-Belastungen im Hausstaub

Gefahrenwerte sind begrifflich auf Gefahren bezogen, die mit ihrer Überschreitung verknüpft sind. Sie sollen das Vorhandensein der "hinreichenden Wahrscheinlichkeit einer Gefährdung" beschreiben, die juristisch gefordert ist, wenn es um die Feststellung von Schuld und Haftung geht. Konietzka und Dieter (1994) haben einen ausführlich begründeten Vorschlag zur Ermittlung von Gefahrenwerten gemacht. Ein Gefahrenwert kann demnach aus der Multiplikation der Duldbaren Körperdosis mit dem geometrischen Mittel der Sicherheitsfaktoren, die bei der Transformation eines im Tierversuch ermittelten NOAEL (No observed adverse effect level) auf überdurchschnittliche Teilpopulationen des Menschen verwendet wurden, errechnet werden. Bei der Ableitung des ARGUK-Gefahrenwertes wurde dementsprechend verfahren und als Multiplikator (F) = 10 verwendet.



Die weiteren Eingangs-Annahmen für die Berechnung des ARGUK-Gefahrenwertes sind:

Schutzzielgruppe: Kleinkinder bis zum Alter von 5 Jahren mit einem durchschnittlichen Körpergewicht von 15 kg und einer täglichen Staubaufnahme von 250 mg (Ihme et al. 1996)

PCB-Toxizität: Für die Duldbare Körperdosis (Kd) werden $0,1 \mu\text{g}/\text{kg KG} \times \text{Tag}$ angenommen. Diese Dosis ist vom 1983 durch das damalige Bundesgesundheitsamt (BGA) und das Umweltbundesamt (UBA) festgelegten TDI (Tolerable Daily Intake) von $1 \mu\text{g}/\text{kg KG} \times \text{Tag}$ (Lorenz und Neumeier 1983) durch Division mit einem zusätzlichen Abschätzfaktor von 10 abgeleitet. Begründung für diesen Abschätzfaktor ist die veraltete Datenlage, die dem amtlichen TDI zugrunde liegt. Has-sauer und Kalberlah (2000a) führen hierzu in dem vom UBA in Auftrag gegebenen Handbuch "Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen - Toxikologische Basisdaten und ihre Bewertung" aus: "...scheint ein TRD-Wert von $\geq 1 \mu\text{g}/\text{kg} \times \text{Tag}$ jedoch einen zu kleinen Sicherheitsabstand zu beinhalten, der adverse Effekte nicht mit genügender Sicherheit ausschließt.

Aus denselben Gründen ist der vom Bundesgesundheitsamt/Umweltbundesamt vorgeschlagene ATD/TDI (Akzeptable tägliche Dosis, tolerable daily intake) von $1-3 \mu\text{g}/\text{kg} \times \text{Tag}$ [...] zu hinterfragen. Dieser Wert basiert auf Befunden einer älteren Studie von Chen und Dubois (1973) an Ratten mit hepatotoxischen Effekten mit einem NOAEL von $100 \mu\text{g}/\text{kg} \times \text{Tag}$. Es hat sich jedoch gezeigt, dass dieser Parameter nicht den empfindlichsten Endpunkt bei längerfristiger PCB-Intoxikation darstellt. Zudem erscheint der gewählte Sicherheitsfaktor von ≤ 100 auf den NOAEL einer subchronischen Studie angesichts der langen Persistenz der PCB im Organismus gering."

Teil- und Gesamtexposition: Für Kleinkinder ist die in Anschlag gebrachte Duldbare Körperdosis bereits über den Nahrungspfad ausgeschöpft. In der weiter oben vorgestellten Studie von Chuang et al. (1999) wird von einer täglichen Nahrungszufuhr bei 2- bis 4-jährigen Kindern von 498 bis 2296 g und bei Erwachsenen von 762 bis 4430 g berichtet. Kinder verzehren demnach etwa 50% dessen, was Erwachsene verzehren. Bei Erwachsenen (Körpergewicht 75 kg) ist nach Literaturangaben (Brunn et al. 1989; Hietaniemi und Kumpulainen 1994; Schrenk 1997; Zimmermann und Schlatter 1995) von einer nahrungsbedingten PCB-Aufnahme von $0,03$ bis $0,12 \mu\text{g}/\text{kg KG} \times \text{Tag}$ auszugehen. Für Kinder mit einem Körpergewicht von 15 kg und 50% des Erwachsenen-Verzehrs kann man deshalb näherungsweise von einer nahrungsbedingten PCB-Aufnahme von $0,07$ bis $0,3 \mu\text{g}/\text{kg KG} \times \text{Tag}$ ausgehen. Die Duldbare Körperdosis von $0,1 \mu\text{g}/\text{kg KG} \times \text{Tag}$ kann somit nicht vollständig, sondern nur zu einem Teil dem Hausstaub-Pfad zugeordnet werden. Es werden 20% der Duldbaren Körperdosis oder $0,02 \mu\text{g}/\text{kg KG} \times \text{Tag}$ dafür veranschlagt.

Für die Schutzzielgruppe Kleinkind ist diese Dosis unter Verwendung der weiteren oben genannten Eingangs-Annahmen bei einer PCB-Konzentration im Hausstaub von $12 \mu\text{g}/\text{g}$ erreicht.

In welchem Bereich kann dieser Gefahrenwert variieren, wenn man Eingangs-Annahmen variiert?

Tägliche Staubaufnahme: Der Ausschuss für Umwelthygiene der Arbeitsgemeinschaft der leitenden Medizinalbeamten der Länder (AGLMB) und mit ihm weitere Autoren gehen statt von 250 mg von 100 mg Staubaufnahme pro Tag aus. Die Verwendung dieser Annahme führte zu einer Erhöhung des Gefahrenwertes um den Faktor 2,5.



PCB-Toxizität: Man könnte auf den verwendeten Abschätzfaktor verzichten und die seit 1983 erheblich verbesserte Datenlage ignorieren. Das erhöhte den Gefahrenwert um den Faktor 10. Man könnte sich aber auch völlig von dem veralteten TDI von $1 \mu\text{g}/\text{kg KG} \times \text{Tag}$ lösen und sich stattdessen auf den im Auftrag des UBA erarbeiteten aktuellen Vorschlag zur Duldbaren Körperdosis von $0,015 \mu\text{g}/\text{kg KG} \times \text{Tag}$ (Hassauer und Kalberlah 2000a) stützen. Das führte zu einer Absenkung des Gefahrenwertes um den Faktor 0,15. Der letztere Vorschlag ist in guter Übereinstimmung mit den Vorschlägen der US-amerikanischen Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) des U.S. Department of Health & Human Services von $0,02 \mu\text{g}/\text{kg KG} \times \text{Tag}$, des Office of Drinking Water der Environmental Protection Agency (EPA) von $0,1 \mu\text{g}/\text{kg KG} \times \text{Tag}$ sowie der EPA als solcher, in deren neueren Veröffentlichungen Werte von 0,02 bis $0,07 \mu\text{g}/\text{kg KG} \times \text{Tag}$ genannt werden. (ATSDR 1993, Smith 1996, EPA 1994). Lediglich aus der Federal Drug Administration (FDA) ist noch ein Wert von $1 \mu\text{g}/\text{kg KG} \times \text{Tag}$ bekannt.

Teil- und Gesamtexposition: Die duldbare Teilexposition über den Hausstaub ließe sich anders gewichten. Dem Luftpfad sind z.B. konventionell 10% der Duldbaren Körperdosis zugestanden. Würde man beim Hausstaub-Pfad ebenso verfahren, so senkte das den Gefahrenwert um den Faktor 0,5. Entschlüsse man sich hingegen für die komplette Auffüllung der jeweils angenommenen Duldbaren Körperdosis, so könnte man bei Verwendung des veralteten BGA/UBA-TDI dem Hausstaub-Pfad bis zu 80% zugestehen. Das führte zu einer Erhöhung des Gefahrenwertes um den Faktor 4.

Die Bandbreite für die Errechnung eines Gefahrenwertes bewegt sich demnach zwischen $0,9 \mu\text{g}/\text{g}$ und $1200 \mu\text{g}/\text{g}$. Die untere Grenze ergibt sich bei Anwendung aller Änderungen mit dem Faktor <1 , die obere Grenze bei Anwendung aller Änderungen mit dem Faktor >1 .

Macht unter solchen Umständen die Ableitung eines Gefahrenwertes überhaupt Sinn? Ist ein solcher Wert überhaupt etwas wert? Er ist es! Die absurd erscheinende Bandbreite ist im wesentlichen der Verwendung des veralteten BGA/UBA-TDI geschuldet. Warum sollte man diesen verwenden und damit die toxikologischen Erkenntnisse der letzten 20 Jahre in den Wind schlagen? Es gibt dafür keinen sachlichen Grund. Verzichtet man auf seine Verwendung, so liegt die Obergrenze der Bandbreite bei $30 \mu\text{g}/\text{g}$. Zwischen engster und weitester Abschätzung liegt dann ein Faktor von 33. Das ist im Rahmen von Expositions-Modellrechnungen nicht unüblich. Der ARGUK-Vorschlag für einen Gefahrenwert bezüglich PCB-Belastungen im Hausstaub, Schutzzielgruppe Kleinkind, ist mit $12 \mu\text{g}/\text{g}$ also gut begründet und ausgesprochen moderat.

Er ist auch im Vergleich mit den Vorgaben aus anderen Risikoabschätzungs- und Regulierungsbereichen, z.B. denen des Bundes-Bodenschutz-Gesetzes und seiner untergesetzlichen Regelwerke, als plausibel zu bezeichnen. Die Bodenschutz-Verordnung weist für PCB-Belastungen des Bodens auf Kinderspielflächen einen Prüfwert von $2 \mu\text{g}/\text{g PCB}$ (gesamt) aus. Wenn man aus dem ARGUK-Gefahrenwert von $12 \mu\text{g}/\text{g PCB}$ (gesamt) den Gefahrenbezug ($F = 10$) herausrechnet, ergibt sich ein Prüf- oder Warnwert von $1,2 \mu\text{g}/\text{g PCB}$ (gesamt).

Die Etablierung eines amtlich vertretenen Gefahrenwertes für PCB-Belastungen in Hausstäuben, Schutzziel Kleinkind, hätte im Kontext der Housings und darüber hinaus zu bedeutenden Konsequenzen für die Prüfung und Feststellung von Sanierungsbedarf geführt. Bei Anwendung des ARGUK-Vorschlags z.B. auf die im ARGUK-Umweltlabor erzielten Belastungsdaten des Hausstaubes mit PCB hätte sich für ca. 20% des Frankfurter Bestandes sofortiger Sanierungsbedarf ergeben, der sich nur teilweise mit dem von uns ermittelten PAK-bezogenen Sanierungsbedarf ge

deckt hätte. Im Vergleich dazu: Die amtliche, auf das fragwürdige PCB-HBM gestützte Risikoabschätzung hat für keine einzige Wohnung PCB-bedingten Sanierungsbedarf erkannt. *Cui bono?*

ANHALTSPUNKT 5: Die Handlungs- und Prüfwerte für Pestizide in Hausstaub

Das SGA Frankfurt/M. hat nach eigenen Angaben "in Kontakt mit dem UBA und dem ehem. BgVV..." für folgende 7 Pestizide Handlungs- und Prüfwerte zur Beurteilung von Hausstaub-Belastungen aufgestellt, die mittlerweile in das Regulationsverfahren einiger Länder übernommen wurden (SGA Frankfurt/M. 1999a):

- Chlorpyrifos
- Cypermethrin
- Cyfluthrin
- DDT
- Dieldrin
- Lindan
- Permethrin

Grundlage ihrer Ableitung sind die ADI-Werte der WHO. Wir halten dieses Vorgehen bei

- Chlorpyrifos
- Lindan
- DDT

für eindeutig falsch, da für diese Stoffe neuere und neueste toxikologische Daten vorliegen, die alleamt eine restriktivere Beurteilung verlangen.

Obenland (1999) hat sich in einer kritischen Erwiderung auf die gesundheitliche Bewertung von pestizidbelasteten Haus- und Schrankstäuben durch das SGA Frankfurt/M. bezüglich DDT und Lindan auf die im Auftrag des UBA erstellten Arbeiten von Schneider und Kalberlah (2000) sowie von Hassauer und Kalberlah (2000b) gestützt. Er kommt dabei für diese Stoffe zu gefahrenbezogenen Prüfwerten zum Schutz von Kindern, die jeweils deutlich unterhalb der vom SGA Frankfurt/M. ermittelten Handlungswerte liegen. Für Chlorpyrifos ergibt sich ein zahlenmäßig mit dem Handlungswert des SGA übereinstimmender gefahrenbezogener Prüfwert, wenn man statt des zwanzig Jahre alten ADI-Wertes den aktuellen *Minimal Risk Level* (MRL) der US-amerikanischen Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1999) zugrunde legt (Tabelle 5).

Tabelle 5. Orientierungswerte des Stadtgesundheitsamtes (SGA) Frankfurt und Obenland (1999) für Hausstaubbelastungen im Vergleich. Konzentrationsangaben in µg/g.

	SGA Frankfurt Prüfwert	Handlungswert	Obenland (1999) Gefahrenwert
Chlorpyrifos	10	100	100
Lindan	5	50	33
DDT	20	200	100

Während also gefahrenbezogene Prüfwerte, die sich auf die aktuelle Datenlage stützen, und oberhalb derer definitionsgemäß "mit hinreichender Wahrscheinlichkeit" (Dieter 1995) eine Gesundheitsgefährdung gegeben ist, gleichhoch oder niedriger liegen als die Handlungswerte des SGA Frankfurt/M., hält dieses Amt seine Handlungswerte für weit im Vorsorgebereich liegend und er

klärt: "Bei Überschreitung dieser weit im Vorsorgebereich abgeleiteten Handlungswerte in Schrankstaubproben ist - ebenso wie bei Überschreitung der Werte in Hausstaubproben - nicht mit gesundheitlichen Auswirkungen zu rechnen" (SGA Frankfurt/M. 1999b). Hier wird streng genommen für Kinder jedes Gesundheitsrisiko im Zusammenhang mit pestizidbelasteten Hausstäuben in Abrede gestellt, was schlußendlich die Frage aufwirft, warum man sich überhaupt erst die Mühe gemacht hat, Prüf- und Handlungswerte abzuleiten.

Schluss

Die umfangreichen und überwiegend fragwürdigen Aktivitäten des SGA Frankfurt/M. im Zusammenhang mit der Schadstofferkundung und -bewertung in ehemaligen alliierten Wohnungen haben ebenso wie die fragwürdigen Empfehlungen der ad-hoc Expertenkommission beim Umweltbundesamt bundesweit Spuren in der amtlichen Risikobewertung hinterlassen, die weit über das ursprüngliche Thema hinaus gegenwärtig und künftig den von Schadstoffbelastungen in ihren Wohnungen betroffenen BürgerInnen und insbesondere Kindern zu Nachteil gereichen können.

Am schwersten wiegen die Festlegungen der ARGEBAU in deren "PAK-Hinweisen". Unter Verweis auf "...Erkenntnisse der ad-hoc-Arbeitsgruppe der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und der Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden" wird dort erklärt: "Für den Fall der PAK-Belastung durch teerhaltige Parkettklebstoffe kann keine Gefahrenschwelle festgelegt werden, von der über Vorsorgemaßnahmen hinaus Maßnahmen baurechtlich zwingend geboten sind." Lediglich aus hygienischen Gründen werden ab einer Hausstaubbelastung mit BaP von 10 µg/g in Wohnungen mit Kleinkindern expositions mindernde Maßnahmen empfohlen (ARGEBAU 2000).

Die angeführten Erkenntnisse der ad-hoc-Arbeitsgruppe der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und der Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden stützen sich nach Heudorf und Angerer (2000) auf die bundesweit erhobenen Daten zur BaP-Belastung in Wohnungen mit PAK-haltigen Klebern sowie die Humanbiomonitoring-Ergebnisse. Im Klartext heißt das: Die ad-hoc-Arbeitsgruppe hat sich fragwürdiger Humanbiomonitoring-Ergebnisse bedient, um den Ergebnissen des Ambiente-Monitoring die Gefahrenrelevanz abzusprechen. Es sollte geprüft werden, ob dieses Vorgehen Bestand haben kann.

Im "Abschlussbericht der Risikokommission" (Risikokommission 2003) wird die Einrichtung eines "Risikorates" vorgeschlagen. Sollte es dazu kommen, so sollte sich dieser Rat um die Korrektur des hier eingeschlagenen Weges bemühen. Hier ist wahrlich ein Mangel an Plausibilität zu beheben und beschädigtes Vertrauen tausender von MieterInnen zurückzugewinnen.



Literaturverzeichnis

- Angerer J (1999): Das Biological Monitoring bei der Beurteilung der Belastung/Beanspruchung durch PAH-Aufnahme in Wohnungen mit teerhaltigem Parkettkleber. *Umweltmed Forsch Prax* 4(2):65-72
- ARGEBAU, Arbeitsgemeinschaft der Bauministerien der Länder (2000): Hinweise für die Bewertung und Maßnahmen zur Verminderung der PAK-Belastung durch Parkettböden mit Teerklebstoffen in Gebäuden (PAK-Hinweise)
- ARGUK-Umweltlabor GmbH (1998a): PAK-Beprobung von Parkettböden - Staubsaugen Parkettstabsmitte versus Staubsaugen gesamtes Parkett und versus Kleber gesamtes Parkett.
- ARGUK-Umweltlabor GmbH (1998b): PAK-Muster in Hausstäuben aus US-Housings in Frankfurt/M., 1. Quartal 1998.
- ARGUK-Umweltlabor GmbH (1998c): PAK-, PCB-, DDT- und Chlorpyrifos. Analysenwerte in Stäuben aus jeweils einer US-Housing-Wohnung in Frankfurt/M. bei unterschiedlicher Probenahme und Probenbehandlung.
- ARGUK-Umweltlabor GmbH (1998d): Frankfurt Holding unterschätzt Sanierungsbedarf. Pressemitteilung
- ARGUK-Umweltlabor GmbH (1999a): Briefwechsel mit dem Umweltbundesamt zur Bewertung von PCB-Belastungen in Hausstaub.
- ARGUK-Umweltlabor GmbH (1999b): Schadstoffbelastung in ehemaligen US-Housings: Hohe PCB-Werte im Hausstaub festgestellt. www.arguk.de/
- ATSDR (1993): Toxicological profile for Polychlorinated Biphenyls, prepared for US Dept. of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Georgia, USA
- ATSDR (1999): Minimal Risk Levels (MRLs) for Hazardous Substances. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Division of Toxicology, 1600 Clifton Road, Mailstop E29, Atlanta, Georgia 30333, USA
- Becker K, Klaus S, Krause C, Lepom P, Schulz C, Seiwert M, Seifert B (2002): Umwelt-Survey 1998, Band III: Human-Biomonitoring. Stoffgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in Deutschland. *WaBoLu-Hefte* 02(1)
- Brunn H, Georgii S, Stojanowic R, Flemming R, Thalacker R (1989): Fremdstoffe in Lebensmitteln - Ermittlung einer täglichen Aufnahme mit der Nahrung, I. Polychlorierte Biphenyle in ausgewählten Lebensmitteln. *Dt Lebensm Rundsch* 85(8): 239-246
- Chuang JC, Callahan PJ, Lyu CW, Wilson NK (1999): Polycyclic aromatic hydrocarbon exposures of children in low-income families. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 9:85-98



Deutscher Bundestag (2001): Regierung: Keine erhöhten Schadstoffbelastungen feststellbar. Antwort 14/5413 der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage 14/5304 der PDS-Fraktion zur "Innenraumbelastung der Wohnungen der ehemaligen alliierten Streitkräfte mit Schadstoffen. Deutscher Bundestag, Pressezentrum

Dieckow P, Ullrich D, Seifert B (1999): Vorkommen von Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Wohnungen mit Parkettfußböden. WaBoLu-Hefte 99(2):24-29

Dieter HH (1995): Risikoquantifizierung: Abschätzungen, Unsicherheiten, Gefahrenbezug. Bundesgesetzblatt 7/95:250-257

EPA (1994) Integrated Risk Information System (IRIS), Environmental Protection Agency (EPA). CD-ROM-Datenbank, Silver Platter, USA

Ewers J, Suchenwirth R (1996): Modellabschätzungen vs. Humanbiomonitoring. UWSF-Z Umweltchem Ökotox 8, 213-220

Frankfurter Rundschau (1999): "Gesundheitsamt geht unseriös vor - PAK und PCB in US-Housings". Ausgabe Nr. 159 vom 13.07.1999

Frankfurter Rundschau (1999): "Magistrat sieht keinen Sanierungsbedarf mehr". Ausgabe Nr. vom 19.03.1999

Hassauer M, Kalberlah F (2000a): Polychlorierte Biphenyle. In: Eikmann T, Heinrich U, Heinzow B, Konietzka R (Hrsg.) Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, 2. Erg.-Lfg. IV/00, Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kennzahl D 808

Hassauer M, Kalberlah F (2000b): Hexachlorcyclohexan In: Eikmann T, Heinrich U, Heinzow B, Konietzka R (Hrsg.) Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, 2. Erg.-Lfg. IV/00, Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kennzahl D 487

HBM-Kommission des Umweltbundesamtes (1999): Stoffmonographie PCB-Referenzwerte für Blut. Bundesgesundheitsbl. - Gesundheitsforsch. - Gesundheitsschutz 42:511-521

Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit (1998): PAK-Belastung im Hausstaub der ehemaligen US-Housings. Hier: Interventionswert für Sanierungsmaßnahmen auf der Grundlage von Hausstaubproben. Adressiert an: Magistrat der Stadt Frankfurt am Main - Stadtgesundheitsamt - AZ VIII-18102.07

Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit (1998): PAK (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe) in Wohnungen mit Parkettklebern. An die Magistrate der kreisfreien Städte und Kreisausschüsse der Landkreise - Gesundheitsämter. AZ VIII-8-22d-20/98

Heudorf U, Angerer J (1998): Humanbiomonitoring auf PAK-Metaboliten im Urin von Kindern aus Wohnungen mit PAK-haltigem Parkettkleber. Umweltmed Forsch Prax 3(5):266-274



Heudorf U, Angerer J (1999): Humanbiomonitoring auf PAK-Metaboliten im Urin von Kindern aus Wohnungen mit PAK-haltigem Parkettkleber - Ergänzende Mitteilung: Umweltmed Forsch Prax 4(2):97-100

Heudorf U, Angerer J (2000): Humanbiomonitoring auf PAK-Metaboliten im Urin von Kindern aus Wohnungen mit PAK-haltigem Parkettkleber. Umweltmed Forsch Prax 5(4):218-226

Heudorf U, Salzmann N (1997): Polychlorierte Biphenyle in der Raumluft von Schulen - Wie hoch ist die Gesundheitsgefahr für die Schüler und Lehrer? Internist Prax 37:221-228 / Pädiatr Praxis 52:189-196

Hietaniemi V, Kumpulainen J (1994): Isomer specific analysis of PCBs and organochlorine pesticides in Finnish diet samples and selected individual foodstuffs. Food Add and Contam 11(6): 685-694

Ihme H, Wichmann E (1996): Expositionsabschätzungen mittels Modellrechnung. UWSF - Z Umweltchem Ökotox 8(6):343-354

Kappos AD, Schümann M, Angerer J (1998): Referenzwerte für die PCB-Kongenere Nr. 138, 153, 180 und deren Summe in Humanblut. Umweltmed Forsch Prax 3(3):135-143

Konietzka R, Dieter HH (1994): Kriterien für die Ermittlung gefahrenverknüpfter chronischer Schadstoffzufuhr per Bodenaufnahme. In: Rosenkranz et al. (Hrsg.) (1994) Handbuch Bodenschutz. 1. Band, 17. Lieferung, Kennz. 3530. E. Schmidt Verlag, Berlin

Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg und Forschungs- und Materialprüfungsanstalt Baden Württemberg (1999): Untersuchungen zur PAK-Belastung in Wohnungen mit teerhaltigen Parkettklebern

Lorenz H, Neumeier C (Hrsg.) (1983): Polychlorierte Biphenyle (PCB). bga-Schriften 4/83, MMV Medizin Verlag, München

Neisel F, v. Manikowsky S, Schürmann M, Feindt W, Hoppe H-W, Melchior U (1999) Humanes Biomonitoring auf Polychlorierte Biphenyle bei 130 in einer Grundschule exponierten Personen. Gesundheitswesen 61:137-150

Obenland H (1998): Kehrproben führen zur Unterschätzung der Hausstaub-Belastung mit Schadstoffen. PAK-Belastung in ehemaligen US-Housings - Daten zur angemessenen Probenahme. www.arguk.de/infos/kehr_vs_saug.htm

Obenland H (1999): Zur gesundheitlichen Bewertung von pestizidbelasteten Haus- und Schrankstäuben in ehemaligen US-Housings. umwelt medizin gesellschaft 12:326-330

Patandin S, Lanting C, Mulder PG, Boersma R, Sauer PJ, Weisglas-Kuperus N (1999) Effects of environmental exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins on cognitive abilities in Dutch children at 42 months of age. J Pediatr 134:33-41



Risikokommission (2003): Abschlussbericht der Risikokommission. ad hoc-Kommission "Neuordnung der Verfahren und Strukturen zur Risikobewertung und Standardsetzung im gesundheitlichen Umweltschutz der Bundesrepublik Deutschland". Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter

Roberts JW, Dickey P (1995): Exposure of children to pollutants in house dust and indoor air. *Rev Environ Cont Tox* 143:59-78

Schneider K, Kalberlah F (2000): DDT (1,1,1-Trichlor-2,2-bis-(p-chlorphenyl)ethan). In: Eikmann T, Heinrich U, Heinzow B, Konietzka R (Hrsg.) *Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen*, 2. Erg.-Lfg. IV/00, Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kennzahl D 261

Schneider K, Schuhmacher US, Oltmanns J, Kalberlah F (2000): PAK (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe). In: Eikmann T, Heinrich U, Heinzow B, Konietzka R (Hrsg.) *Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen*, 2. Erg.-Lfg. IV/00, Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kennzahl D 815

Schrenk D (1997): Chemische Faktoren Teil 4: Organische Stoffe - Polychlorierte Biphenyle. In: Beyer A, Eis D (Hrsg.). *Handbuch Praktische Umweltmedizin. Klinik, Methoden, Arbeitshilfen*. Folgelieferung Juli 1997

Seifert B (1998): Die Untersuchung von Hausstaub im Hinblick auf Expositionsabschätzungen. *Bundesgesetzblatt* 9/98:383-391

Smith RL (1996) Risk-based concentrations: prioritizing environmental problems using limited data. *Toxicology* 106:243-266

Speer K, Horstmann P, Steeg E, Kühn T, Montag A (1990): Zur Analytik von Polycyclen in Gemüsesproben. *Z Lebensm Unters Forsch* 191:442-448

Stadtgesundheitsamt Frankfurt/M., Abteilung Umweltmedizin und Hygiene (1999a): Umweltmedizinische Sprechstunde für Bewohner der ehemaligen US-Housings in Frankfurt/M. - Ergebnisse der Blut- und Urinuntersuchungen auf PAK, PCB und Pestizide oder deren Stoffwechselprodukte

Stadtgesundheitsamt Frankfurt/M., Abteilung Umweltmedizin und Hygiene (1999b): Datenblatt Mai 1999, Ihr Gesundheitsamt informiert - Gesundheitsgefahr durch pestizidbelastete Schrankstäube?

Zimmermann G, Schlatter C (1995): Organische Verbindungen / Polychlorierte Biphenyle. In: Wichmann, Schlipköter, Fülgraff (Hrsg.). *Handbuch Umweltmedizin*. 7. Ergänzungslieferung 11/95. ecomed Verlag, Landsberg